



TITLE:

ライフサイクルの視点から見た廃棄物系バイオマス利活用に関するシステム解析(Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

矢野, 順也

CITATION:

矢野, 順也. ライフサイクルの視点から見た廃棄物系バイオマス利活用に関するシステム解析. 京都大学, 2015, 博士(工学)

ISSUE DATE:

2015-01-23

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.k18692>

RIGHT:

ライフサイクルの視点から見た
廃棄物系バイオマス利活用に関するシステム解析

矢野 順也

<目次>

1. 序論.....	1
1.1. 研究背景と目的	1
1.2. 本論文の構成.....	2
2. 厨芥類をはじめとする都市廃棄物の 3R (Reduce, Reuse, Recycle)	5
2.1. 国際的な 3R の概念整理.....	5
2.2. 3R の評価指標.....	7
2.3. 3R 目標とモニタリング.....	16
2.4. 厨芥類（食品廃棄物）を例とした 3R	19
2.4.1. 厨芥類（食品廃棄物）の定義と分類.....	19
2.4.2. 厨芥類や食品ロスの大きさ	21
2.4.3. 厨芥類の組成とエネルギーポテンシャル.....	24
2.4.4. 厨芥類の 3R 政策	25
2.5. 3R 政策の取組効果の定量的評価事例	26
2.5.1. リサイクル効果	26
2.5.2. 2R 効果.....	29
2.6. 本章の結論	34
3. バイオマスプラスチックによる素材代替効果解析.....	44
3.1. 背景と目的	44
3.2. バイオマスプラスチックへの素材代替設定	45
3.3. 機能単位.....	47
3.4. シナリオ設定.....	48
3.5. システム境界.....	50
3.6. 環境影響領域.....	51
3.7. プロセス設計.....	52
3.7.1. プラスチック樹脂製造	52
3.7.2. 廃プラスチック製容器包装収集	52
3.7.3. 化石資源プラスチックのマテリアルリサイクル(MR).....	52
3.7.4. 化石資源プラスチックのケミカルリサイクル(CR)	52
3.7.5. バイオマスプラスチックの水蒸気加水分解法.....	52
3.7.6. バイオマスプラスチックの超高温可溶化・高温乾式メタン発酵	53
3.7.7. 焼却処理.....	53
3.7.8. 埋立処理.....	53
3.8. 解析結果と考察	54

3.9.	不確実性分析	57
3.10.	本章の結論	58
4.	廃食用油を原料とするバイオ燃料の技術革新効果解析	62
4.1.	背景と目的	62
4.2.	機能単位とシステム境界	64
4.3.	環境影響領域	65
4.4.	シナリオ設定	66
4.5.	プロセス設計	68
4.5.1.	収集	68
4.5.2.	焼却処理	68
4.5.3.	アルカリ触媒法による FAME-BDF 製造	68
4.5.4.	接触分解水素化精製法による HBD 製造	69
4.5.5.	軽油製造	69
4.5.6.	ごみ収集車走行（燃料利用）	69
4.6.	結果と考察	69
4.6.1.	特性化結果	69
4.6.2.	被害評価結果	71
4.6.3.	統合化結果	74
4.7.	不確実性分析	74
4.8.	本章の結論	79
5.	廃棄物系バイオマスの地域利用効果解析	83
5.1.	焼却施設更新に伴う厨芥類のバイオガス化施設導入効果解析	83
5.1.1.	背景と目的	83
5.1.2.	推定方法	83
5.1.3.	解析結果	88
5.1.4.	広域処理モデルケース試算	90
5.2.	京都市を事例とした地域利用効果	93
5.2.1.	背景と目的	93
5.2.2.	機能単位ならびにシステム境界、環境影響領域	93
5.2.3.	シナリオ設定	94
5.2.4.	単位プロセス設計	95
5.2.5.	結果と考察	96
5.3.	本章の結論	99
6.	結論	101
6.1.	本論文の結論	101
6.2.	今後の課題と展望	102

本論文に関連する原著論文及び学会発表	104
< 附録 >	107
謝辞	121

< 図表リスト >

図 1-1	わが国の物質フロー（平成 23 年度）	1
図 1-2	本論文の構成.....	3
図 2-1	廃棄物の PSR モデル	7
図 2-2	国内外の家庭系厨芥類の分類整理.....	21
図 2-3	家庭系厨芥類（食品廃棄物）発生量の国際比較	23
図 2-4	欧州の MSW 管理に伴う GHG 排出量見通し	28
図 2-5	食品種別の廃棄物発生量と生産～調理段階の GHG 排出原単位の関係.....	30
図 2-6	発生抑制効果を LCA で評価する際の廃棄物、プロセスとシステム境界の関係図	33
図 3-1	家庭から排出された廃プラスチック製容器包装の処理フロー	44
図 3-2	素材代替率の設定手順	46
図 3-3	プラスチック製容器包装の生産～廃棄プロセスフロー図.....	51
図 3-4	廃プラスチック製容器包装の処理シナリオ別 GHG 排出量推定結果	54
図 3-5	S1 および S3 シナリオのプラスチック製品別の GHG 排出量.....	55
図 3-6	GHG 排出量と分別収集率の関係.....	56
図 3-7	プラスチック樹脂製造プロセスの GHG 排出量の不確実性分析結果	57
図 4-1	各シナリオのシステムフロー図	67
図 4-2	環境影響領域別の特性化結果.....	71
図 4-3	エンドポイント別の被害評価結果.....	73
図 4-4	統合化結果	74
図 4-5	特性化の不確実性分析結果	77
図 4-6	被害評価および統合化の不確実性分析結果	78
図 5-1	2011 年稼働中の焼却施設処理能力と発電効率の関係図.....	85
図 5-2	施設更新に伴う発電ポテンシャル推計結果	89
図 5-3	シナリオ別の エネルギー収支結果.....	90
図 5-4	シナリオ別の ライフサイクル GHG 結果	90
図 5-5	広域処理モデルケースの エネルギー収支結果.....	92
図 5-6	広域処理モデルケースの ライフサイクル GHG 結果.....	92
図 5-7	MSW 品目別の埋立・焼却処理時のライフサイクル GHG 排出原単位	97
図 5-8	廃棄物系バイオマスを含む MSW 処理・リサイクルのシナリオ分析結果.....	98
図 5-9	厨芥類及び雑紙の分別収集率を 100%とした時の GHG 削減ポテンシャル.....	98

表 2-1	国・機関の発生抑制に関する定義比較.....	6
表 2-2	米国および OECD の Waste minimization の定義.....	6
表 2-3	OECD が提案している PSR モデルに基づく発生抑制指標	8
表 2-4	我が国の第一次～第三次循環基本計画の物質フロー指標と目標の変遷.....	9
表 2-5	我が国の第一次～第三次循環基本計画の取組指標と目標の変遷	10
表 2-6	厨芥類の発生抑制指標開発に使用可能な統計データ	13
表 2-7	Bio IntelligenceService により提案された廃棄物の発生抑制指標	14
表 2-8	RACER 評価システムで評価されている厨芥類発生抑制の 16 指標	15
表 2-9	厨芥類の発生抑制に関する数値目標案.....	17
表 2-10	北欧理事会が提案する厨芥類発生抑制目標と使用できる指標.....	18
表 2-11	EU 圏のその他の定量的な発生抑制目標.....	19
表 2-12	家庭系厨芥類の物理組成および栄養成分	24
表 2-13	家庭系厨芥類の高温乾式メタン発酵生成バイオガスの性状	25
表 2-14	透明パック入りトマトを例とした手つかず食品と食品容器包装の生産～廃棄時の GHG 排出量比較	30
表 3-1	プラスチック製容器包装製品分類別の素材代替率.....	47
表 3-2	家庭由来の廃プラスチック製容器包装の性状	48
表 3-3	設定シナリオと処理方法構成.....	49
表 3-4	廃プラスチック製容器包装の処理方法と代替物	49
表 3-5	廃プラスチック製容器包装の混合処理およびリサイクルの GHG 排出原単位 ...	56
表 4-1	日本のディーゼル自動車排ガス規制の変遷	63
表 4-2	種々の製造技術により生産された BDF の燃料特性	64
表 4-3	廃食用油の性状	65
表 4-4	影響領域とインベントリの対応関係	65
表 4-5	影響領域とエンドポイントの対応関係.....	65
表 4-6	シナリオ設定.....	66
表 4-7	廃グリセリンの性状	68
表 4-8	エンドポイント別の被害評価結果概要.....	72
表 4-9	不確実性分析を実施したパラメータリスト	75
表 5-1	本研究の推定対象及び除外施設数の構成	83
表 5-2	焼却施設処理能力別の収集区域内人口増減率（2010 年比）	84
表 5-3	2011 年、2020 年および 2030 年における更新施設数および廃棄物年間処理量..	84
表 5-4	2020 年および 2030 年の処理規模別の施設数内訳	86
表 5-5	シナリオ別の各施設の廃棄物処理量内訳	86
表 5-6	ごみ分類別の元素組成.....	87
表 5-7	化石エネルギー関連の設定パラメータ	88

表 5-8	焼却施設の処理能力別の発電ポテンシャル内訳	89
表 5-9	広域処理モデルケースの MSW 処理方法	90
表 5-10	広域処理モデルケース試算結果	91
表 5-11	京都市の MSW 組成	93
表 5-12	設定シナリオ	94
表 5-13	処理・リサイクル方法別の代替物	95
表 5-14	MSW 品目別のリサイクル時のライフサイクル GHG 排出/削減原単位	97

附録 1	MSW 発生抑制の分類と行動例	107
附録 2	EU 各国の定量的な発生抑制目標	109
附録 3	既往研究における厨芥類の処理・再資源化方法別の正味 GHG 排出量	111
附録 4	素材代替前後のプラスチック製容器包装の素材構成	112
附録 5	バイオマスプラスチックによる素材代替効果解析： 単位プロセスの設定パラメータ	113
附録 6	廃食用油を原料とするバイオ燃料の技術革新効果解析： 単位プロセスの設定パラメータ	116
附録 7	京都市を事例とした地域利用効果：ごみ分類別の元素組成	119

1. 序論

1.1. 研究背景と目的

循環型社会形成のため、動脈サイドの資源消費量、静脈サイドの廃棄物発生量とともに抑制しながら、廃棄物のリサイクル等により循環利用を促進することが求められる。平成 23 年度の我が国の物質フローは図 1-1 に示したとおり、約 15.7 億 ton の総物質投入量に対し 5.6 億 ton の廃棄物等が発生し、このうち 2.4 億トンが循環利用された[1]。また、都市から排出される都市廃棄物（MSW: municipal solid waste）のうち、市町村が処理責任を負う一般廃棄物の発生量は約 4,500 万 ton にのぼる（平成 24 年度）[1]。廃棄物の処理の優先順位は循環型社会形成推進基本法[2]により 1) 発生抑制、2) 再使用、3) 再生利用、4) 熱利用、5) 適正処分、と定められている。同法は廃棄物を循環資源と捉え、その循環利用を規定している。MSW の処理には熱回収を含むこの 1)～4)、即ち 3R（Reduce、Reuse、Recycle）の観点が重要となり、殊に平成 25 年 5 月に閣議決定された第三次循環型社会形成推進基本計画（以下、循環基本計画）[3]においては基本的方向として、質にも着目した循環型社会の形成のために「リサイクルより優先順位の高い 2R（Reduce、Reuse）の取組がより進む社会経済システムの構築」が掲げられている。

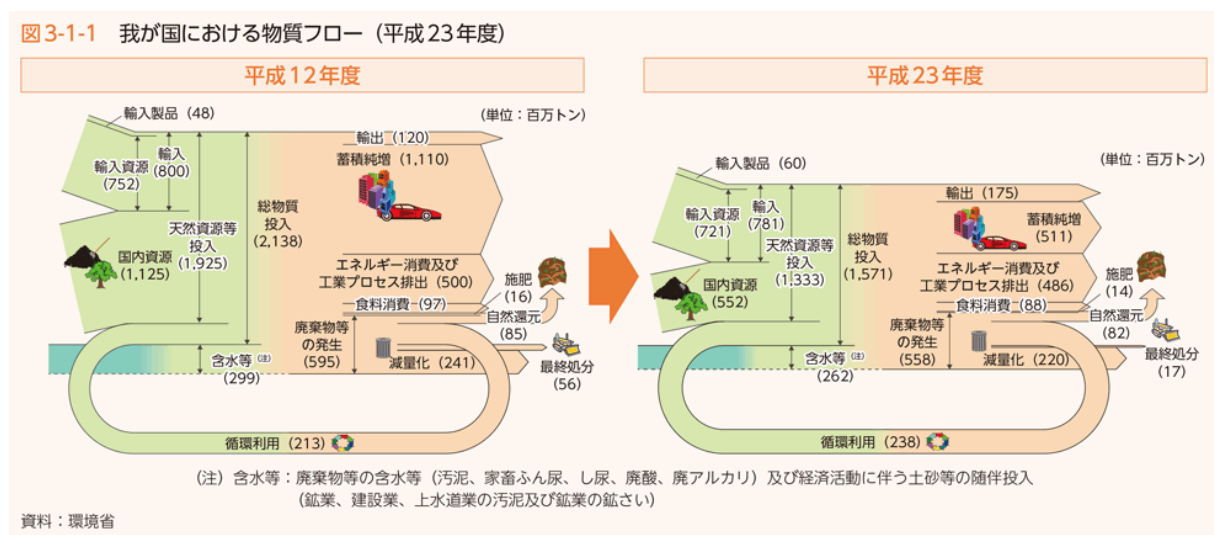


図 1-1 わが国の物質フロー（平成 23 年度）[1]

また、低炭素社会形成の観点からは、我が国の温室効果ガス(GHG: greenhouse gas)排出量約 13 億 800 万 ton- $\text{CO}_2\text{eq/yr}$ のうち、廃棄物部門由来の排出量は約 3,500 万 ton- $\text{CO}_2\text{/yr}$ を占める（2011 年度）[4]。総排出量の 2.6%と廃棄物部門の寄与は僅かに見えるが、これは廃棄物の焼却時の CO_2 や有機物の分解に伴う CH_4 、 N_2O 等の直接排出に由来する量のみであり、廃棄物処理時の電力等消費エネルギーに起因する排出はエネルギー部門で計上されていることを鑑みれば、廃棄物処理時の GHG 排出量の低減も重要な課題と言える。

バイオマスは「再生可能な、生物由来の有機性資源で化石資源を除いたもの」と定義されており、生物資源の量を表す概念である[5]。厨芥類や廃食用油、廃木材等の有機性の廃棄物を廃棄物系バイオマスと呼ぶ。廃棄物系バイオマスの特徴は、その地域に広く薄く存在することにある

廃棄物系バイオマスの 3R は循環型社会・低炭素社会形成に大きく影響する要素であり、第三次循環基本計画[3]においても「循環資源・バイオマス資源のエネルギー源への活用」が基本的方向の 1 つとして掲げられている。バイオマス由来の CO₂ 排出はカーボンニュートラルの観点から GHG として計上されない一方、多くの途上国が直面している課題であるように、適正処理がなされず直接埋め立てられればバイオマスは有機物の分解により CH₄ や N₂O を排出し GHG の主要な排出源の 1 つとも成り得る。また、例えば厨芥類は食品の生産過程で多量の資源やエネルギーが投入されており、発生抑制 (Reduce) の促進はそうした生産過程における環境負荷削減が大きく期待される。中でも食品ロスは、第三次循環基本計画[3]で先に触れた 2R の推進において具体的に例示されている象徴的な対象廃棄物である。したがって、生産から廃棄、最終処分までの全体を見通したライフサイクル思考 (Life cycle thinking) の概念に基づいて、廃棄物系バイオマスの 3R がもたらす環境負荷低減効果を評価することが求められる。

以上から、本研究ではいくつかの廃棄物系バイオマスを事例に、ライフサイクルの視点から廃棄物系バイオマスの利活用による環境負荷削減効果を定量化することで、地域における廃棄物系バイオマスの利活用効果を明らかにすることを目的とした。また、環境負荷の定量化に先立ち、Reduce をはじめとする 3R の概念整理とその評価指標について国内外の知見を整理することとした。

1.2. 本論文の構成

本論文の構成は図 1-2 に示したとおり、まず、2 章において廃棄物系バイオマスをはじめとする MSW の 3R に関する政策と、その取組状況を評価・管理するための評価指標について整理した。また、厨芥類を例として、厨芥類や食品ロスの定義、発生実態や 3R 政策、ライフサイクルアセスメント (LCA: life cycle assessment) 等を用いた環境負荷の定量評価に関する国内外の動向を整理した。

3 章から 5 章では各廃棄物系バイオマスの 3R 方策の取組効果をライフサイクル思考に基づき定量的に評価した。3 章では、発生抑制の一手法として、従来の化石燃料由来のプラスチック製容器包装からバイオマスプラスチックへの素材代替による GHG 削減効果を明らかにした。4 章では廃食用油を原料とした BDF (biodiesel fuel) 化について、新長期排ガス規制適合車両等で不具合が一部指摘されている従来の脂肪酸エステル (FAME: fatty acid methyl ester) から成る第一世代 BDF から、より軽油に性状に近い炭化水素から成る第二世代 BDF への技術革新による環境負荷低減効果を明らかにした。5 章では中長期の MSW 処理戦略として、焼却施設の老朽化に伴う施設更新時に、厨芥類のバイオガス化施設を導入することによる GHG 削減やエネルギー回収ポテンシャルを明らかにした。そして、中小都市からなる広域処理モデルケースでのバイオガス化施設導入の効果を試算した。同章ではさらに、大都市で地域に賦存する廃棄物系バイオマスの利活用を統合的に推進した際の地域スケールでの GHG 削減効果について、京都市をケーススタディとした解析を実施した。

最後に 6 章において、これらの研究成果の総括し、今後の課題および展望を纏めた。

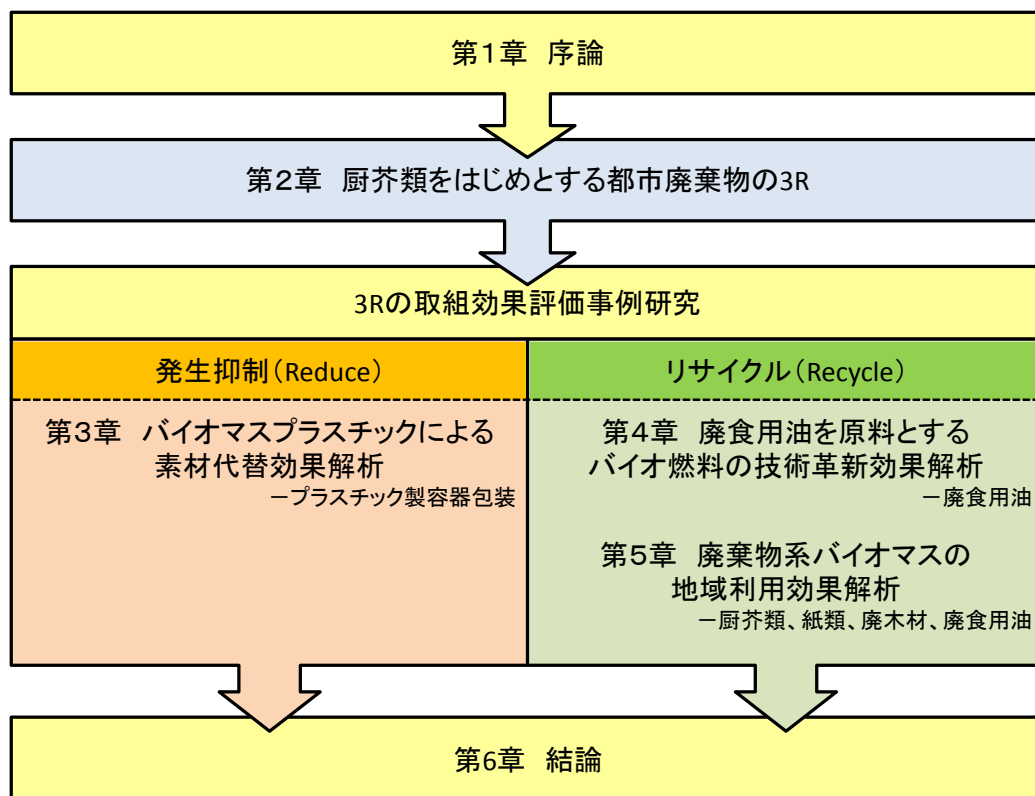


図 1-2 本論文の構成

<1 章の参考文献>

- [1] 環境省、平成 26 年版 環境・循環型社会白書・生物多様性白書、
<http://www.env.go.jp/policy/hakusyo/h26/index.html> (Accessed: 2014-September-26).
- [2] 環境省（2000）循環型社会形成推進基本法、
<http://law.e-gov.go.jp/htmldata/H12/H12HO110.html> (Accessed: 2014-October-3).
- [3] 環境省（2013）第 3 次循環型社会形成推進基本計画.
- [4] 環境省（2013）第 37 回中央環境審議会地球環境部会 産業構造審議会産業技術環境分科
会地球環境小委員会 合同会合 資料 3 廃棄物分野における地球温暖化対策、
<http://www.env.go.jp/council/06earth/y060-116/mat03.pdf> (Accessed
2014-December-16).
- [5] 農林水産省（2007）バイオマス・ニッポン総合戦略.

2. 厨芥類をはじめとする都市廃棄物の 3R (Reduce, Reuse, Recycle)

2.1. 国際的な 3R の概念整理

3R とその廃棄物管理政策は、循環型社会形成への基本であるとの認識が国際的にも定着しつつあるものの、国情や政策戦略に応じて多用である[6]。例えば、我が国では Reduce (リデュース) は発生抑制とも称され、廃棄物の量を減らすことを指すが、同義あるいは類義の概念として、Waste prevention、Waste minimization、Waste reduction、Zero waste、Dematerialization 等がある。これらの用語の定義や概念は国や地域により異なることから、本節ではまず国際的な 3R の概念整理を試みた。

まず、発生抑制について、表 2-1 に国・機関による定義を比較整理した。EU の改正廃棄物枠組指令 (2008/98/EC) [7] の定義では、Waste prevention (発生抑制) は量の減量だけでなく、環境や人間健康に影響を与える有害物質の減量も発生抑制に含まれる。OECD でも Waste prevention を廃棄物の量と有害性を低減させる活動と定義しており、さらに「徹底的な発生回避」、「発生源での減量」、「製品の再使用」の 3 つに分類している[8]。即ち、我が国では廃棄物の量そのものを減量することを Reduce、発生抑制と定義づけているのに対し、EU や OECD で用いる Waste prevention は廃棄物中の有害物質の減量まで包括した概念となっている。ただし、我が国の発生抑制の定義においても「環境への負荷ができる限り低減される必要があることに鑑み」と謳い環境負荷の低減を意図しており、本質的な考え方は共通していると言える。また、発生抑制行動に関する分類整理はこれまでしばしば行われてきた[9-14]。このうち、Nessi ら[10]により纏められている分類例を附録 1 に纏めた。

再使用 (Reuse) は我が国では 1) 循環資源を製品としてそのまま使用すること、2) 循環資源の全部または一部を部品その他製品の一部として使用すること、と定義している[2]。3R のうち、再生利用 (Recycle) を除いた発生抑制 (Reduce)、再使用 (Reuse) をまとめて 2R と呼称し扱うことがある。同様に、EU や OECD では表 2-1 や附録 1 から窺えるように、再使用 (Reuse) の概念が Waste prevention に含まれることがある。

再生利用 (Recycle) は再資源化とも呼ばれ、循環資源の全部または一部を原材料として利用すること、と我が国では定義される[2]。再生利用はさらにマテリアルリサイクル (材料リサイクル) とケミカルリサイクルに分類される。

また、米国や OECD では 3R をまとめたより広義な概念として Waste minimization を定義している。米国環境保護庁が定義する Waste minimization にはリサイクルの概念が含まれ [15]、OECD の定義ではリユースとリサイクルが含まれる[8]。

なお、Zero waste (ゼロウェイスト) といった用語も近年多用されるようになったが、今日まで明確で統一的な定義づけはなされておらず[16]、様々な定義や解釈が見受けられる[16-20]。地域や市のスケールでは、それぞれ異なる目標を表すゼロウェイストイニシアチブが掲げられることがあるとの指摘もある[21]。

表 2-1 国・機関の発生抑制に関する定義比較

国・機関	用語	定義
日本[2]	Reduce（発生抑制）	<ul style="list-style-type: none"> ・ 原材料、製品等については、これが循環資源となった場合におけるその循環的な利用又は処分に伴う環境への負荷ができる限り低減される必要があることに鑑み、原材料にあつては効率的に利用されること、製品にあつてはなるべく長期間使用されること等により、廃棄物となることをできるだけ抑制すること。
EU [7]	Waste prevention	<ul style="list-style-type: none"> ・ 物質、物あるいは製品が廃棄物になる前にとられる対策で、次の物を減らすこと： <ol style="list-style-type: none"> 1) 廃棄物の量（製品の再使用や長寿命化による減量を含む） 2) 環境や人間健康に影響を与える廃棄物の発生 3) 物や製品に含有される有害物質
OECD [8]	Waste prevention	<ul style="list-style-type: none"> ・ 廃棄物の量と有害性を低減させる活動。さらに以下の3分類を定義： <ol style="list-style-type: none"> 1) 徹底的な発生回避 (<i>Strict avoidance</i>) 有害物質の実質的な除去、あるいは製造、消費、流通における素材・エネルギー強度の低減により廃棄物の発生を完全に抑制すること。 2) 発生源での減量 (<i>Reduction at source</i>) 有害物質の使用量の最小化または資源・エネルギー消費量の最小化。 3) 製品の再使用 (<i>Product re-use</i>) 元のままの形状、目的で再生工程を経ることなく製品を繰り返し使用すること。

表 2-2 米国および OECD の Waste minimization の定義

国・機関	用語	定義
米国[15]	Waste minimization	<ul style="list-style-type: none"> ・ 発生源での減量（Source reduction）またはリユース・リサイクル技術（エネルギー回収を除く）を用いること。但し、圧縮や希釈のような物理的、化学的、生物学的プロセスは Waste minimization に含まない。発生源での減量は、廃棄物発生量の減量ならびに有害物質の使用削減を含む。
OECD [8]	Waste minimization	<ul style="list-style-type: none"> ・ 発生源での廃棄物の発生を抑制または減らすこと。有害物を減らす等して発生する廃棄物の質を改善し、リユースやリサイクル、回収を推進すること。

2.2. 3R の評価指標

3R の取組の進捗を管理・評価するためには評価指標が必要であり、指標に基づいた目標設定が有効である。目標設定までの手順は、1) 使用できる統計データの整理、2) 指標の検討、3) 指標に対応する目標設定、といった手順が挙げられる[22]。本節ではまず、3R の評価指標について纏めることとし、目標設定とそのモニタリングに関しては次節で触れる。

OECD は発生抑制に関するプログラムを 1994 年に開始し、OECD 参加国の既存の政策や発生抑制に有効なツール等を調査し、報告書として纏めた[8]。その後、OECD の関心は発生抑制に関する指標開発に向けられた。2001 年に開催された国際ワークショップ[23]では、リサイクルや埋立に関する指標は発生抑制効果、あるいは定量化可能な発生抑制策を確立するためには不十分であることが指摘された。また、発生抑制指標開発への需要の高まりが確認され、発生抑制指標は OECD が使用している持続可能指標を補完するものと認識された。さらに、発生抑制指標として図 2-1 に図示した PSR (Pressure-State-Response)モデルを提案し、MFA (Material Flow Analysis)が廃棄物フローを把握する手法として有効であること等を結論づけた。PSR モデルは因果関係に基づいた指標であり、Pressure は廃棄物発生量等の人間活動が環境にもたらす圧力、State は圧力が変化させる環境の状態、Response は政策や消費を含む広義の人間活動を通じて起きる環境対策を表す。PSR モデルではアウトプットとしての廃棄物だけでなく、インプットとしての資源消費等の経済活動を考慮できるという重要な特徴を持つ。OECD では発生抑制指標をそれぞれ Pressure indicator (圧力指標)、State indicators (状態指標)、Response indicator (対策指標)に分類し、このうち表 2-3 に示した圧力指標と状態指標、そして MFA に関する指標を提案している[23, 24]。MFA に関する指標は、1) 資源採掘の際の資源使用量、2) 一次生産過程における廃棄物発生量、3) 畜産からの資源の散逸フロー、の 3 つに分けて考えることが必要と指摘している。なお、MFA に関する指標はリサイクルによるフローの変化の影響を受ける指標でもある点には留意が必要である。また、指標開発に先立って、MSW 発生 of 要因 (Driver) として人口、民間最終消費、世帯数、GDP、内訳別の民間最終消費を同定し、前者 2 つを MSW 発生の基準となる要因として挙げている。

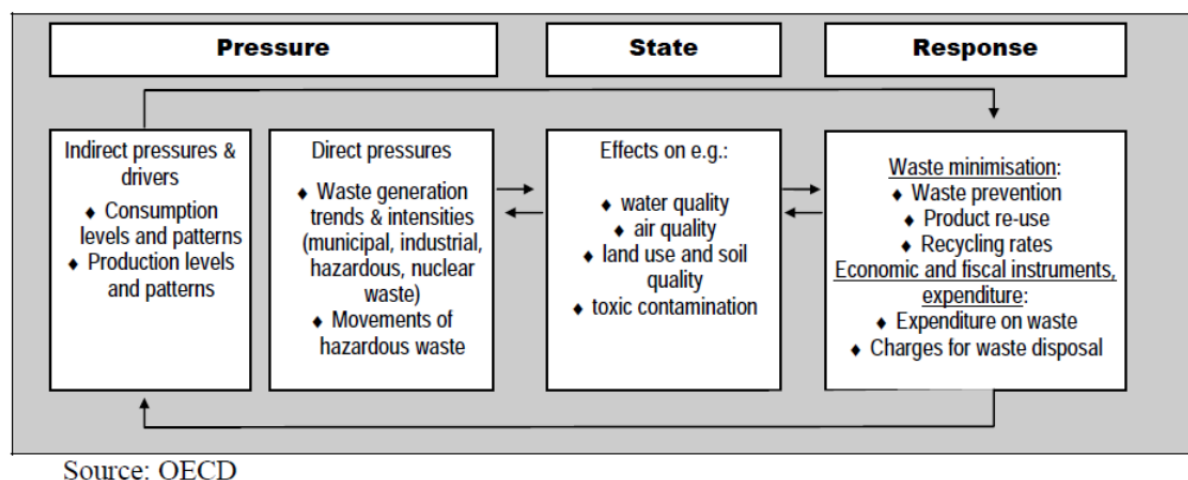


図 2-1 廃棄物の PSR モデル [24]

表 2-3 OECD が提案している PSR モデルに基づく発生抑制指標[24]

指標分類	指標	単位
Pressure 指標	MSW 発生量	tonnes/yr
	1 人当たり MSW 発生量	tonnes/cap/yr
	民間最終消費当たり MSW 発生量	tonnes/value/yr
	建設廃棄物発生量	tonnes/yr
	GDP 当たり建設廃棄物発生量	tonnes/GDP/yr
	非有害性産業廃棄物発生量	tonnes/yr
	GDP 当たり非有害性産業廃棄物発生量	tonnes/GDP/yr
Response 指標	EMS 認証を取得している企業数	company/cap, company/GDP
	原材料資源消費量、リサイクル量 (ガラス、紙類、金属等のみ)	tonnes/yr
	“No thanks”ステッカーの配布世帯割合	%
	政府の発生抑制戦略あるいは計画の有無	yes or no
	EPR 政策の対象製品数	products
	有料化対象世帯数・世帯割合	households or %
MFA に基づく指標	DMI または DMI/GDP	tonne, tonnes/value
	産業部門別の DMI または DMI/GDP	tonne, tonnes/value
	国内の隠れたフローまたは TMI	tonnes
	最終処分量またはストック増加量	tonnes
	堆肥使用量または堆肥生産量	tonnes

*EMS: environmental management system, EPR: expended producer responsibility, DMI: domestic material input, 「隠れたフロー」(domestic hidden flows): 一次生産からの廃棄物発生量, TMI: total material input

我が国でも 2003 年の第一次から 2013 年の第三次循環基本計画の策定にかけて指標の開発、検討と導入がなされてきた[25－34]。検討の中で指標が満たすべき要件として「最終目標との整合性」、「算定の容易さ」、「数値の正しさ」、「感度の良さ」、「理解のし易さ」等が指摘されている[26]。そして、循環基本計画において物質フローの「入口」、「循環」、「出口」を代表する資源生産性、循環利用率、最終処分量を物質フロー指標とし、補助指標、推移をモニターする指標とともに定めた(表 2-4) [3, 35]。さらに、物質フロー指標だけでは表すことができない、国、事業者、国民の各主体による循環型社会づくりのための取組の進展度合いを計測・評価するための指標として表 2-5 に示した取組指標と目標値も設定している(表 2-5)。目標値については 2.3 節で触れるが、これらの指標は OECD の Pressure 指標、Response 指標、MFA に基づく指標にも分類可能であり、循環基本計画を更新する度に、より多様な指標の充実化が図られてきていることが窺える。

表 2-4 我が国の第一次～第三次循環基本計画の物質フロー指標と目標の変遷[3, 26]

指標の種類	物質フロー指標	循環基本計画			
		第一次	第二次	第三次	
		2003 年	2008 年	2013 年	
		2009 年度	2014 年度	2019 年度	
目標を設定する指標					
入口	資源生産性	39 万円/トン	42 万円/トン	46 万円/トン	
循環	循環利用率	14%	14－15%	17%	
出口	最終処分量	2,800 万トン	2,300 万トン	1,700 万トン	
目標を設定する補助指標・推移をモニターする指標					
入口	一次資源等価換算した資源生産性	－	－	○	
	土石系資源投入量を除いた資源生産性*1	－	77 万円/トン	68 万円/トン	
	化石系資源に関する資源生産性	－	○	○	
	バイオマス系資源投入量*2	－	○	○	
	ものづくりの資源生産性・産業分野別の資源生産性	ものづくりの資源生産性	－	－	○
		産業分野別の資源生産性	－	○	○
		資源生産性	－	○	○
	我が国の金属系資源輸入量に関わる TMR*3		○	－	
	循環	出口（排出）側の循環利用率	－	－	45%
循環資源の輸出入量		－	○	○	
隠れたフローを考慮した金属の TMR ベースの循環利用率		－	－	○	
その他	廃棄物部門由来の GHG 排出量等*4	－	780 万 ton-CO ₂ 削減 4,300 万 ton-CO ₂ 排出 *5	○	
	総物質消費量*6	－	○	－	

※数値が記載されている部分は目標を設定する指標及び目標を設定する補助指標の目標値を表している。

※○：推移をモニターする指標を設定した項目

※—：は指標を設定していない項目

*1：GDP の基準年が各計画で異なる点に留意。単純に比較することはできない。

*2：第三次循環基本計画では、「バイオマス系資源投入量」と記載されているが、推移をモニターするのは「バイオマス資源投入率」（割合）である。

*3：TMR に関する指標としては、第二次循環基本計画では「循環」の区分はなく、「入口」の区分の指標として「我が国の金属系資源輸入量に関わる TMR」を設定していた。

*4：第二次循環基本計画では廃棄物部門由来の GHG 排出量に数値目標を掲げていたが、第三次循環基本計画では 2013 年度以降の地球温暖化対策・施策の今後の議論の状況を踏まえ検討することとした。

*5：2008－2012 年度の 5 年間平均の目標

*6：第三次循環基本計画では、取組指標の「国民一人当たりの資源消費量」として扱うこととした。

表 2-5 我が国の第一次～第三次循環基本計画の取組指標と目標の変遷[3, 26]

指標の種類	取組指標		第一次 循環基本計画	第二次 循環基本計画	第三次 循環基本計画	
目標を設定する指標						
入口	国民一人当たりの資源消費量		—	—	○	
	一般廃棄物の減量化 (1人1日当たりのごみ排出量)		—	平成12年度比約10% 減少 (平成27年度目標)	平成12年度比約 25%減少 (平成32年度目標)	
	1人1日当たりの家庭系ごみ排出量		平成12年度比約20% 減少 (平成22年度目標)	平成12年度比約20% 減少 (平成27年度目標)	平成12年度比25% 減少 (平成32年度目標)	
	事業系ごみ排出量(全ての事業所で1日当たりに排出される一般廃棄物の量)		平成12年度比約20% 減少 (平成22年度目標)	平成12年度比約20% 減少 (平成27年度目標)	平成12年度比約 35%減少 (平成32年度目標)	
	産業廃棄物の減量化量 (産業廃棄物の最終処分量)		平成2年度比約75% 減少 (平成22年度目標)	平成12年度比約60% 減少 (平成27年度目標)	—	
循環	—		—	—	—	
出口	電子マニフェストの普及率		—	—	50% (平成28年度目標)	
その他	各主体の取組に着目した指標					
		国民				
		循環型社会に関する意識・行動				
		廃棄物の減量化や循環利用、グリーン購入の意識	約90% (平成22年度目標)	約90% (平成27年度目標)	約90% (平成32年度目標)	
		具体的な3R行動の実施率	約50% (平成22年度目標)	約50% (平成27年度目標)	平成24年度の世論調査から約20%上昇 (平成32年度目標)	
		事業者等				
	循環型社会ビジネス市場規模	平成9年の約2倍 ※雇用規模も同様 (平成22年度目標)	平成12年度の約2倍 (平成27年度目標)	平成12年度の約2倍 (平成32年度目標)		
推移をモニターする指標						
	生活系ごみ処理の有料化実施地方公共団体率		—	○	○	
	耐久消費財の平均使用年数		—	—	○	
	2Rの取組状況					
		レジ袋辞退率 (マイバック持参率)	—	○	○	
		詰替・付替製品の出荷率	—	○	○	
		びんのリユース率の推移 (※1)	—	○	○	
		リユース・シェアリング市場規模(※2)	—	○	○	
		使い捨て商品販売量	—	○	—	
	中古品使用規模	—	○	—		

		リユースカップ導入スタジアム数等	—	○	—	
循環	一般廃棄物のリサイクル率		—	○	○	
	使用済小型電子機器等の回収地方公共団体数・実施人口割合		—	—	○	
	廃棄物焼却施設における発電・熱利用の状況					
		発電施設数	—	—	○	
		発電設備容量	—	—	○	
		総発電量	—	—	○	
		熱利用施設数	—	—	○	
総熱利用量		—	—	○		
出口	優良認定された産業廃棄物処理業者数		—	—	○	
	不法投棄の発生件数・投棄量		—	—	○	
その他	領域に着目した指標					
	地域における循環型社会形成に向けた取組		—	○	○	
		地方公共団体による循環基本計画の策定数	—	—	○	
		地域循環圏形成のための取組数	—	○	—	
		リデュース取組上位市町村	—	○	—	
		一般廃棄物リサイクル率、集団回収量、リサイクル取組上位市町村、容器包装の分別収集の実施自治体率、各品目別の市町村別収集量等	—	○	—	
		地方公共団体等主催の環境学習・相互交流会の実施回数、「地域からの循環型社会づくり支援事業」への応募件数	—	○	—	
	海外の都市と循環型社会形成に関して連携している地方公共団体数		—	—	○	
	各主体の取組に着目した指標					
	事業者等					
	環境マネジメント等の実施（※3）					
		グリーン購入実施率（※4）	地方公共団体、上場企業：約 50%、非上場企業：約 30%（平成 22 年度目標）	地方公共団体、上場企業：約 50%、非上場企業：約 30%（平成 27 年度目標）	○	
		環境マネジメントシステムの認証取得件数				
		ISO14001 の認証取得件数	—	○	○	

		エコアクション 21 の 認証取得件数 (※4)	—	6,000 件 (平成 27 年度目標)	○
		環境報告書の公表・環境 会計の実施率 (アンケート) (※4)	上場企業：約 50% 非上場企業：約 30% (平成 22 年度目標)	○	○
		製品アセスメントのガイ ドラインの業界による整 備状況	—	—	○
		資源生産性の向上に向け た目標を設定している事 業者数	—	—	○
	国				
		各種リサイクル法の目標達 成状況 (※5)	○	○	○

数字が記載されている部分は目標を設定する指標の目標値を表している。また、「○」は推移をモニターする指標を設定されたものであり、「—」は指標を設定していないものである。

- ※1 第二次循環基本計画では「リターナブルびんの使用率」と呼んでいた指標について、R マークびんの使用率と混合される可能性があることから、第三次循環基本計画では「びんのリユース率」という名前に変更したもの
- ※2 第二次循環基本計画では「レンタル・リース業の市場規模」としていたが、2R の取組を見る際には、シェアリングの観点も重要となってきたことから、第三次循環基本計画では、「リユース・シェアリング市場規模」とした。
- ※3 第二次循環基本計画では「環境経営の推進」ということで、ISO14001 審査登録状況、エコアクション 21 認証取得事業者数、環境報告書を作成・公表している企業割合、環境会計を既に導入している企業の割合が示されていたが、取組が既に進んでいるものもあることから、今後様々な取組を扱うことができるよう、第三次では広く、「環境マネジメント等の実施」という指標に変えたもの。内数として従来からのものは残し、さらに現在はデータがないが、「資源生産性の向上等に向けた目標を設定している事業者数」等を今後加えることを設定されたもの。
- ※4 第三次循環基本計画では推移をモニターする指標としている。
- ※5 個別法等に基づき目標の達成状況を把握することとしている。

EU 各国の発生抑制に関する情報は EIONET (European Topic Center on Sustainable Consumption and Production)の Web site 上で公開されている[36]。EU では改正廃棄物枠組指令 (2008/98/EC) [7]により、2013 年末までに国の発生抑制計画 (WPP: waste prevention programme)を策定することが求められた。発生抑制計画の目的には、発生量の削減だけでなく、ライフサイクル全体での資源消費に関連する環境負荷を最小化すること、また同時に経済成長を実現することが根底にある[37, 38]。これを受け、2020 年に向けた EU の廃棄物発生抑制達成に役立つ知見を提供するために、Bio Intelligence Service が纏めた報告書[39]において発生抑制の指標案と数値目標案が提示された。また、北欧理事会は厨芥類、建設廃棄物、電気電子廃棄物 (WEEE)、繊維系廃棄物を対象に、北欧諸国の発生抑制計画に適用可能な発生抑制指標を提案した。このうち、例えば厨芥類に使用できる統計データとしては表 2-6 が紹介されている [22]。

表 2-6 厨芥類の発生抑制指標開発に使用可能な統計データ [22]

分類	項目	単位
基礎統計	人口	number
	世帯数	households
	世帯構成別世帯数	one-family, more family
	事業所数 (産業、小売業、サービス業)	number
フローに係る統計	資源消費量	tonnnes
	食品製造量	tonnes
	食品消費量	kg/cap
	厨芥類発生量	tonnes, kg/cap
	発生抑制可能な厨芥類発生量	tonnes, kg/cap
経済に係る統計	食品関連産業・サービスの経済生産高	value
	食品小売販売額	value
	家計の最終消費額 (合計、食品関連)	value
環境負荷に係る統計	食品製造時の GHG 排出量	tonnes CO ₂ -eq
	食品のカーボンフットプリント	tonnes CO ₂ -eq
	TMR (関与物質総量)	TMR

指標については、Bio Intelligence Service が纏めた報告書[39]では表 2-7 に示した指標が提案されている。デカップリング指標は経済活動と廃棄物発生量の双方を考慮した指標であり、 $D < 0$ の時、廃棄物発生量が減量しつつ民間消費額が増える理想的な状態を表す。廃棄物総発生量増加率は、単年比較では発生量の減量効果が発生抑制による効果かどうかは明確ではないことから、5 年間の幅での増減量を用いることで 1 年当たりの増減率を評価した指標である。ただし、本指標においても発生抑制策と減量効果との明確な因果関係が特定できていない点には留意が必要である。資源生産性に関しては、国内物質消費量 (DMC: Domestic material consumption) よりも、隠れたフローも加味した関与物質総量 (TMR: Total material requirement) 当たりの方が望ましいと指摘されている。バイオマス製品 (bio-products) の資源ロス、厨芥類等バイオ

マス資源を対象とし、バイオマス資源投入量に対する廃棄物系バイオマスの割合を評価する指標である。本指標の値が低い程、生物性製品の資源効率が高いことを意味する。

表 2-7 Bio IntelligenceService により提案された廃棄物の発生抑制指標[39]

指標	概要
デカップリング指標	$D_{y-5 \rightarrow y} = \frac{b(EP)_{y-5 \rightarrow y}}{b(DF)_{y-5 \rightarrow y}}$ <p> $D_{y-5 \rightarrow y}$: Decoupling 度 $b(EP)_{y-5 \rightarrow y}$: 5 年前 (y-5 年) を基準 (100) とした時の、y 年の廃棄物発生量の傾き $b(DF)_{y-5 \rightarrow y}$: 5 年前 (y-5 年) を基準 (100) とした時の、y 年の民間消費額の傾き </p>
廃棄物総発生量増加率	$I_{y \rightarrow y-5} = \left(\sqrt[5]{\frac{Value_{y+5}}{Value_y}} - 1 \right) \times 100$ <p> $I_{y \rightarrow y-5}$: 年間増加率 $Value_y$: y 年の廃棄物発生量 </p>
アウトプット評価	<ul style="list-style-type: none"> 発生抑制に関するチェックリストを作成し、Yes/No で回答、進捗を把握。得点もしくはパーセンテージで表現。
資源生産性	<ul style="list-style-type: none"> GDP/DMC (Domestic material consumption、国内物質消費量) 隠れたフローも加味した TMR (Total material requirement、関与物質総量) 当たりの方が望ましい。
バイオマス製品の 資源ロス 有害物質指標	<ul style="list-style-type: none"> 消費されたバイオマス資源に対する廃棄物系バイオマスの割合 無作為抽出した 300 サンプルのうち、RoHS 規制物質を含んでいる割合
容器包装ごみ最小化	<ul style="list-style-type: none"> 包装された製品に対する容器包装廃棄物の量

また、北欧理事会は表 2-6 に示した統計データ等を用いた指標を出口指標 (Input-based indicator)、入口指標 (Output-based indicator)、入口・出口指標 (Input-versus-output indicator)、デカップリング指標、影響指標、有害物含有指標 (hazardous content indicator)、対策指標、その他、に 8 分類した。そして、これらの指標に対して表 2-8 のように RACER 評価システム[40]を適用し、より望ましい指標を提案している。なお、RACER 評価システムとは、各項目を「達成目的との関係性(Relevant)」、「関係者の納得しやすさ(Accepted)」、「解釈のし易さ(Credible)」、「データ入手・モニタリングの簡易性(Easy)」、「データ操作に対する頑強性(Robust)」のそれぞれについて得点評価する評価システムである。

北欧理事会はさらに、発生抑制効果を定量的に表現できるわけではないものの、潜在的に発生

抑制に寄与することが期待される対策指標として以下を挙げている。

- ・ 国、都道府県、市町村等が掲げる厨芥類発生抑制計画の数
- ・ 厨芥類発生抑制行動の参加数（人数、世帯数、コミュニティ数）
- ・ 厨芥類発生抑制訓練を受講した食品産業、小売業、等の従業員数
- ・ 厨芥類発生抑制策に投入した国家予算額
- ・ 厨芥類発生抑制自主宣言をした事業所数

表 2-8 RACER 評価システムで評価されている厨芥類発生抑制の 16 指標

指標	単位	R	A	C	E	R	Final Score
厨芥類に占める可食部の割合 (家庭系、小売業、外食業)	%	3	4	2	1	3	2.4
世帯当たり厨芥類発生量	kg/cap/yr	3	4	3	3	2	3.0
生物性製品※ ¹ の資源ロス	%	2	3	3	2	2	2.3
食品消費量※ ² に対する厨芥類発生量 (重量ベース)	%	3	3	3	2	2	2.5
食品消費量	kg/cap/yr	2	2	3	4	2	2.7
厨芥類総発生量	kg/cap/yr	4	4	3	2	2	3.0
事業所当たり厨芥類発生量 (小売業、食品加工業など業態別)	kg/enterprise/yr	3	4	3	3	2	3.0
発生抑制可能な厨芥類発生量	kg/cap/yr	5	4	3	1	2	3.0
世帯当たり発生抑制可能な厨芥類発生量	kg/cap/yr	4	4	3	2	2	3.0
事業所当たり発生抑制可能な厨芥類発生量 (小売業、食品加工業など業態別)	kg/enterprise/yr	4	4	3	2	2	3.0
食品生産量（中間体である飼料などは除く）に 対する厨芥類発生量の割合（重量ベース）	%	3	4	2	2	2	2.6
一人当たり食品消費に対する厨芥類発生量	kg/kg/cap	3	4	2	2	2	2.6
家庭の食費に対する厨芥類発生量	kg/EUR	3	4	3	2	2	2.7
発生抑制可能な厨芥類に由来する GHG 排出量	× 10 ³ tonnes	3	3	3	1	1	2.1
FW 総量における動物性厨芥類の割合	%	3	3	1	1	1	1.9
発生抑制可能な厨芥類の経済価値	EUR/cap/yr	4	4	3	1	1	2.6

※R (Relevant) : 達成目的との関係性、A (Accepted) : 関係者の納得しやすさ、C (Credible) : 解釈のし易さ、E (Easy) : データ入手・モニタリングの簡易性、R (Robust) : データ操作に対する頑強性。

※1 : 生物性製品 (bio-product) とは、食品産業に投入される生物性資源を指す。すなわち、食品製造、加工時のロス（製造時の調理屑など）を含む。

※2 : 食品消費量は、食品加工後の量を指す。すなわち、食品製造、加工時のロスは含まない。

この他、Zaman は都市の廃棄物管理のパフォーマンスをより包括的に評価できるゼロウェイスト指標（ZWI: zero waste index）を提案している（Eq. 2-1）[41]。ZWI は潜在的に代替できる原材料代替量に基づいた指標である。即ち、一般的なりサイクル率が廃棄物量に対するリサイクル量の割合を表すのに対し、ZWI は廃棄物量に対するリサイクルによって代替できた原材料量を表す。さらに、代替係数 SF_i は原材料だけでなく、エネルギー、GHG、水資源の代替量に対しても設定することで、廃棄物管理のパフォーマンスをそれぞれの指標で包括的に評価できる。ライフサイクル思考に基づいた原材料代替量、エネルギー削減量、GHG 削減量ならびに水資源削減量の代替係数が Zaman により紹介されている。代替係数は採用する処理技術や処理システムにより異なるが、国で統一の係数を用意（国スケールでは技術レベルや処理システムは一定と仮定）すれば、同一年での経年比較や都市間での比較が容易となる。エネルギー、GHG、水資源に関する ZWI は見方を変えれば、任意の都市の MSW 1 ton 当たりの環境負荷低減効果を原単位化した指標と言える。

$$ZWI = \frac{\sum_1^n WMS_i \times SF_i}{\sum_1^n GWS} \quad \text{Eq. 2-1}$$

i : 発生抑制、リサイクルまたは焼却処理等の処理システム

WMS_i : システム i で処理された廃棄物量

SF_i : 原料代替効率に基づいた、システム i の異なる廃棄物管理システムへの代替係数

GWS : 廃棄物総発生量

また、Zaman [42] は文献レビュー等から Zero waste に効果がある 238 の指標を抽出し、31 名の専門家にその重要度を 5 段階評価で依頼、165 指標を重要と位置づけた。さらに、実用性の観点を検討した 56 指標を提案している。Shen ら[43] は既存の報告書等から 115 の指標から成る国際都市持続可能性指標リスト（IUSIL: international urban sustainability indicators list）を作成し、都市の持続性に関して先進的な 9 都市（メルボルン、香港、イスカンダル、バルセロナ、メキシコ市、台北、シンガポール、Chandigarh、Pune）に適用して比較を行った。この指標は廃棄物のみに限らないより広義の持続可能性に関する指標群であるが、共通の標準的な指標を使用することで知識の共有化に繋がり、ベストプラクティスから学び一貫したプロセスで指標を選択できることの有効性を指摘している。

2.3. 3R 目標とモニタリング

3R の進捗管理、評価のための指標開発に次いで重要となるのがより具体的な計画、目標設定となる。我が国での目標については第一次から第三次循環基本計画までの指標の変遷を目標値とともに表 2-4、表 2-5 に示したとおりである。2019 年度目標として、物質フロー指標は資源生産性 46 万円/トン、循環利用率 17%、最終処分量 1,700 万トンを掲げている。発生抑制については一般廃棄物の減量化量（1 人 1 日当たりのごみ排出量）として 2000 年度比約 25%減少（家庭系ごみ約 25%減少、事業系約 35%減少）を目標とした。リユースについてはびんのリユース率の推移等が、リサイクルについては一般廃棄物のリサイクル率等がモニター指標としてモニタリングされている。また、個別リサイクル法においてもリサイクル率（再資源化率）が定められ、定期的

に進捗管理と見直しがなされているところである。循環基本計画も同様に目標のある指標や推移をモニタリングする指標の進捗管理が毎年行われ、5年毎に計画が見直し・更新されてきている。また、第三次循環基本計画からは「領域に着目した指標」として、「地方公共団体による循環基本計画の策定数」の推移がモニタリングされることとなり、自治体版の循環型社会形成基本計画（都市により名称に多少の違いはある）もいくつかの地方自治体において策定され始めている[3]。例えば京都市では、2010年に「みんなで目指そう！ごみ半減！循環のまち・京都プランー京都市循環型社会推進基本計画（2009－2020）」（通称「ごみ半減プラン」）が策定され、2020年度のごみ量（市受入量）をピーク時（2000年比）の半分以上（39万 ton）まで削減することを目標としている[44]。また、同計画では再生利用率、市処理処分量、市最終処分量といった減量目標に加え、GHG 排出量、GHG 削減量といった低炭素社会への進捗を図るための目標数値を掲げている。

EU について、Bio Intelligence Service が纏めた報告書[39]において、指標提案と同時に提案された数値目標案を表 2-9 に示した。なお、表 2-9 は一例として整理された目標案であり、実際に掲げた目標ではない。また、北欧理事会は発生抑制目標とその目標の進捗管理のためのモニタリングに使用できる指標を表 2-10 のとおり整理した[22]。改正廃棄物枠組指令（2008/98/EC）[7]を受けて 2014 年 9 月現在、EU 各国の発生抑制計画には定性的あるいは定量的な目標が具体的に掲げられており、このうち定量的な発生抑制目標を MSW あるいは厨芥類に関して表 2-11、附録 2 に整理した[36, 45－48]。傾向として、目標年と基準念を設定し、基準年比での削減量あるいは削減率を、総量、原単位（1 人当たり、等）、デカップリング指標に対して設定されるケースが多い。これは、EU において厨芥類の発生抑制に関する指標や目標が提案もしくは設定されているものの、モニタリング手法やデータ入手方法、データの質や信頼性に関する問題点がしばしば指摘されていることが一因である[22, 36]。統計データの整理・蓄積を進めつつ、同時に指標や目標設定の検討がなされている段階と言える。そのため、種々の指標案や目標案は相当数提案されているが、実際に適用されている目標は限られているのが現状である。

表 2-9 厨芥類の発生抑制に関する数値目標案[39]

対象部門	目標案	効果
国全体	・ 食品に関する資源ロス 10%削減	690 万 ton
家庭	・ 家庭系厨芥類 10%削減	380 万 ton
	・ 1 人当たり厨芥類発生量を 45 kg/人まで減量 →WRAP の調査結果を参考に、EU27 の現状 76 kg/人の unavoidable 27 kg/人をそのままに、avoidable を 49→18 kg/人まで減量させる	1500 万 ton
食品製造業	・ 厨芥類発生量 5%削減	170 万 ton
	・ 発生量 1 ton/売上高 100 万ユーロ以下	320 万 ton
食品小売業	・ 厨芥類発生量 5%削減	22 万 ton
	・ 発生量 4 ton/売上高 100 万ユーロ以下	21 万 ton
食品サービス業	・ 厨芥類発生量 5%削減	61 万 ton
	・ 発生量 40 ton/売上高 100 万ユーロ	32 万 ton

※これらは一例として整理された目標案であり、実際に掲げた目標ではない。

表 2-10 北欧理事会が提案する厨芥類発生抑制目標と使用できる指標[22]

目標	使用できる指標
<ul style="list-style-type: none"> ・ y 年までに y_0 年比で、家庭系の発生抑制可能な FW 発生量を $x\%$ または X ton 削減する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 世帯当たり発生抑制可能な FW 発生量 (kg/cap/yr) ・ 食品消費量 (kg/cap/yr) →食品消費量に対する FW 発生割合のデータ (換算係数) が必要
<ul style="list-style-type: none"> ・ y 年までに y_0 年比で、家庭系 FW 総発生量を $x\%$ または X ton 削減する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 世帯当たり FW 発生量 (kg/cap/yr) ・ 食品消費量 (kg/cap/yr) →食品消費量に対する FW 発生割合のデータ (換算係数) が必要
<ul style="list-style-type: none"> ・ y 年までに家庭系の食費に対する FW 発生量を完全にデカップリング化する。 (=デカップリング指標 $D<0$ にする?) 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 家庭の食費に対する FW 発生量 (kg/EUR)
<ul style="list-style-type: none"> ・ y 年までに y_0 年比で、生産工程および消費行程を通じた食品ロスの発生量を $x\%$ 削減する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 食品生産量 (中間体である飼料などは除く) に対する FW 発生量の割合 (重量ベース) (%) ・ 一人当たり食品消費に対する FW 発生量 (kg/kg/cap) ・ 生物性製品の資源ロス (%)
<ul style="list-style-type: none"> ・ y 年までに y_0 年比で、FW (あるいは発生抑制可能な FW) に関連する GHG 排出量を x t-CO₂eq 削減する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 発生抑制可能な FW に由来する GHG 排出量 (t-CO₂eq/yr)
<ul style="list-style-type: none"> ・ y 年までに y_0 年比で、FW 発生抑制に投入した国家予算額を $x\%$ 増額させる。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 政府 (地方自治体等) が FW 発生抑制に投入した予算額 (EUR)
<ul style="list-style-type: none"> ・ y 年までに y_0 年比で、FW 発生抑制自主宣言をした事業所数を $x\%$ 増加させる。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ FW 発生抑制自主宣言をした事業所数 (事業所数)
<ul style="list-style-type: none"> ・ y 年までに y_0 年比で、家庭の発生抑制可能な FW の経済価値を $x\%$ 削減する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 発生抑制可能な FW の経済価値 (EUR/cap/yr)

表 2-11 EU 圏のその他の定量的な発生抑制目標

対象	目標	出典
EU 全体	<ul style="list-style-type: none"> 2020 年までにフードチェーンへの資源投入量を 20%削減。 厨芥類可食部の発生量を 50%削減。 	[45]
EU 全体	<ul style="list-style-type: none"> 2025 年までに農場から食卓まで (Farm to fork) の FW 発生量を 50%削減。 	[46]
UK	<ul style="list-style-type: none"> 2015 年までに発生抑制可能な FW (飲料含む) に由来する GHG 排出量 (CO₂ 換算) を 320 万 t-CO₂eq/yr 削減。 	[47]
Norway	<ul style="list-style-type: none"> 2015 年までに 2010 年比で FW 発生量を 25%削減。 	[48]

上述の目標を含んだ EU の発生抑制に関する計画は、EIONET の Web site 上で 20 ヶ国の計画が公開されている (2014 年 10 月現在)。附録 2 でも示しているとおり、いくつかの計画では特に厨芥類や食品ロスを重視して取り上げている[49–51]。国以外の計画としてはイギリス WRAP の”Love Food, Hate Waste”キャンペーン[52]、ノルウェーの ForMat プロジェクト[53]等が挙げられる。

2.4. 厨芥類（食品廃棄物）を例とした 3R

前節までで MSW の指標と目標、モニタリングについて整理した。循環基本計画で定められた指標については検討と検証が随時なされているものの、統計データ、モニタリングともに一定の実績を持って管理されている。一方、厨芥類を対象とした指標や目標に対しては、十分な統計データやモニタリング手法が確立できていないことが、我が国のみならず世界共通の課題として挙げられる。そこで、国際的な動向も踏まえて厨芥類の定義から定量的評価事例について本節で整理することとした。

2.4.1. 厨芥類（食品廃棄物）の定義と分類

厨芥類のリデュースやリサイクルを考える上でまず重要となるのが厨芥類 (Food waste) やその関連用語の定義であり、発生量等の定量的な推定を扱う上でもう 1 つ重要となるのは対象とする境界 (バウンダリ) である。特に家庭由来の厨芥類関連用語の定義や分類は図 2-2 に示したとおり国や機関によって様々であることから、はじめに本節で整理しておく。

WRAP (Waste & Resources Action Programme、廃棄物・資源行動計画) は厨芥類を「人に消費されることのなかった食品」と定義しており、消費段階のみを対象としている[54]。また、FAO および世界資源研究所 (WRI) は、厨芥類を「人の摂食に適した良質な食品であるが、腐敗の前後いずれかにおいて廃棄されたため消費されなかった食品」、食品ロスを「過剰生産した食品や腐敗した食品、傷等で品質が低下した食品、あるいは消費者に届く前に損なわれた食品」と定義し、一般的に小売、消費段階で発生するものを「厨芥類」、生産から貯蔵・出荷、加工、市場流通過程で生じるものを「食品ロス」としている[55, 56]。すなわち、農地等の生産段階もバウンダリに含めているのが特徴である。但し、FAO や WRI の定義では発生抑制不可能である骨や種、

皮といった不可食部は厨芥類、食品ロスいずれからも除外している点には留意が必要である。

厨芥類を分類する際には、「発生抑制可能かどうか」を判断基準とすることが多い。WRAP は「発生抑制可能：Avoidable」、「発生抑制可能性がある：Possibly avoidable」、そして「発生抑制不可能：Unavoidable」に分類し、前者 2 つを可食部（Edible waste）としている[54, 57]。

「Avoidable」とは、食べ残しや賞味期限切れで廃棄された食品を指す。「Possibly avoidable」は、例えばパンの耳やジャガイモの皮など、嗜好性によって摂食するか否かが異なる厨芥類である。但し、厨芥類を定量的に国際比較する際には、WRAP の「Possibly avoidable」は各国や地域の風土や食文化に左右される要素を内包しており、少し曖昧な分類とならざるを得ないことは覚悟する必要がある。対して、「Unavoidable」は調理屑等の不可食部となる。WRAP のこの分類は EU の既往研究でも採用されることがある。Beretta らは[58]、WRAP の定義と FAO の定義を組み合わせ、食料生産～市場流通段階、家庭消費段階まで全て含めた食品由来の廃棄物を「食品ロス」と呼称し、WRAP の 3 分類を適用している。Lebersorger ら[59]は家庭ごみ組成調査時の厨芥類の分類方法や定義について整理を行い、発生抑制の可否のみで二分した。そして、さらに細分類として発生形態（調理屑、食べ残し、手つかず、一部手つかず（Part consumed food））、食品容器包装の有無についても考慮した分類化を行っている。

一方、日本においては、厨芥類のうちの可食部を「食品ロス」と呼称し、農林水産省が食品ロス統計調査[60]により実態を調査している。同統計上の分類は「直接廃棄」、「食べ残し」、「過剰除去」の 3 分類となる。「過剰除去」とは、調理時に皮の厚むき等、不可食部分を除去する際に過剰に除去した可食部分を指す。また、1980 年から開始し 30 年以上の歴史のある京都市と京都大学の家庭ごみ細組成調査[61]の大分類としては「手つかず食品」、「食べ残し」、「調理屑」、「食品外（コーヒー滓等）」に分類している。この内、「手つかず食品」および「食べ残し」が発生抑制可能な「食品ロス」に相当する。

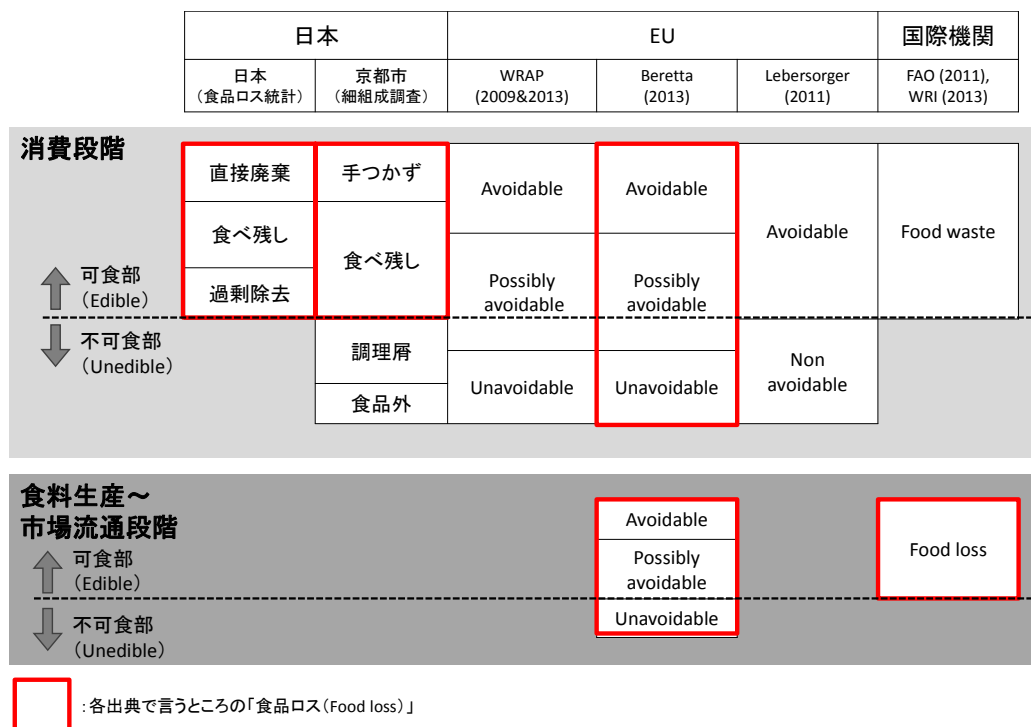


図 2-2 国内外の家庭系厨芥類の分類整理[54-61]

このように国や機関、研究者間で厨芥類や食品ロス等関連用語の定義やバウンダリが異なっている現状はしばしば問題視されてきた。そのため、FAO や WRI 等複数の組織が一体となって、厨芥類や食品ロスの定義や定量化手法の国際標準化の検討を始めており、実現すれば信頼性、実用性、一貫性のあるデータを得るための基盤が整備されることが可能となり、今後の動向が注目される[62]。EU も 2012 年から 2016 年までのプロジェクトとして、13 ヶ国 (21 組織) からなる FUSIONS (Food Use for Social Innovation by Optimising Waste Prevention Strategies) を立ち上げた。5 つのサブプロジェクトの一つである WP1 の中で、標準的な厨芥類の定義やバウンダリを策定することを目的の一つに掲げている[63]。日本においても海外の動向を踏まえつつ一貫性のある用語の定義やモニタリング、定量化手法の確立が望まれる。

2.4.2. 厨芥類や食品ロスの大きさ

世界の家庭系厨芥類の発生量を図 2-3 に整理した。FAO の推計によれば世界でおよそ 13 億 ton の厨芥類が、食料生産から消費段階において毎年廃棄されている (2009 年) [56]。これは食料生産量に対して、実に重量ベースで 32% [56]、カロリー換算で 24%[55]に相当する量であり、厨芥類の発生抑制に対する関心は世界的に高まっている。この推定量には調理屑等の不可食部が含まれていない点に注意が必要であるが、消費段階の発生量を地域別に見ればヨーロッパや北アメリカ・オセアニア地域が 95～115 kg/人/年と、サハラ以南のアフリカ地域や南・東南アジア地域の 6～11 kg/人/年と比較して多い。欧州委員会は EU27 ヶ国の食品製造 (食料生産除く) から消費段階まで含めた厨芥類発生量を年間 8,900 万 ton (179 kg/人/年) と推定している[64]。そのうち家庭からの廃棄量は 42%にあたる 3,800 万 ton (76 kg/人/年)、国別には 24.8～137.4 kg/人/年の地

域差が見られる。スウェーデン南部に位置するマルメ市（Malmö）の 486 世帯の家庭ごみ組成調査では、家庭系厨芥の 35%が発生抑制可能な厨芥類であった[65]。EU はこうした厨芥類を 2025 年までに半減させることを目指し、2014 年を「ヨーロッパ反食品廃棄物年」（European year against food waste）と位置づけている[66]。

また、可食部のみを計上していた前述の FAO の推計では、アジア地域の発生量は比較的少量であったが、MSW 中の厨芥類は決して少なくない。例えば、中国やインドの事業系を含む MSW の発生量は年間 12,000 万 ton、4,200 万 ton であるが、厨芥類量はそれぞれその 50%と 40%の年間 6,000 万 ton、1,700 万 ton にのぼる[67]。これらの厨芥類の相当量が直接埋め立てられている現状を鑑みれば、アジア諸国にとっても厨芥類の処理戦略が大きな課題の 1 つである。

日本の廃棄物処理法上の厨芥類の年間発生量は 1,713 万 ton となっており、その内訳は事業系および家庭系それぞれ 641 万 ton、1,072 万 ton である。（平成 22 年度）[68]。国民 1 人当たりでは 133.8 kg/人/年（事業系 50.1、家庭系 83.7）になり、家庭系は EU27 ヶ国の平均値 76.4 kg/人/年[64]とほぼ同じレベルである。但し、家庭系厨芥類は 1,005 万 ton が焼却・埋立処理されており、再生利用量は僅かである。また、可食部と考えられる食品ロス は事業系 300～400 万 ton、家庭系 200～400 万 ton とされており、国内全体で 500～800 万 ton と推定されている[68]。京都市および京都大学の調査では、手つかず食品の 21.8%（個数ベース）が賞味・消費期限前に廃棄されている[69]ことから、セット販売の見直し（事業所サイド）や必要なものだけを購入する（市民サイド）等、事業者と市民双方への意識啓発と実践が求められる。

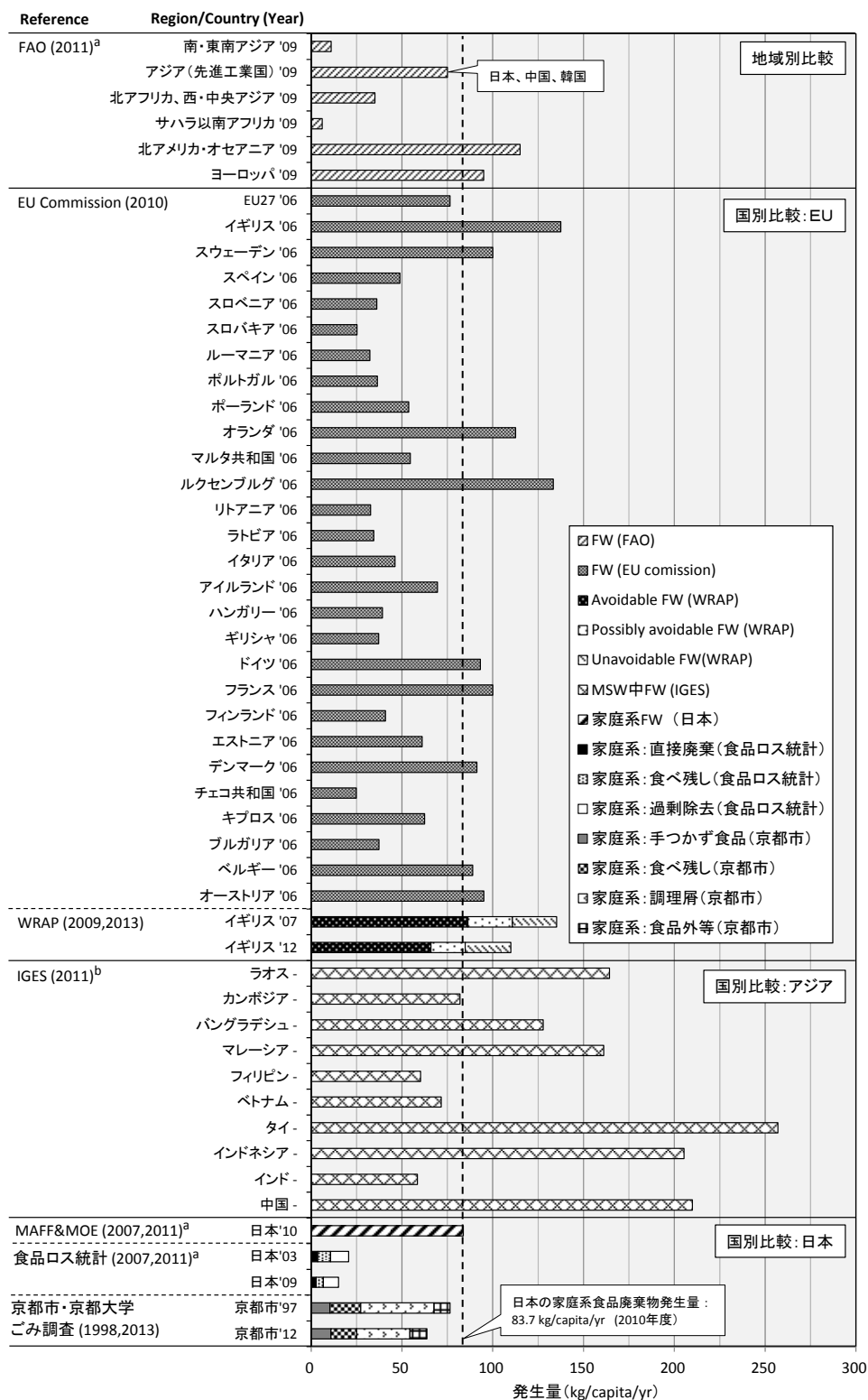


図 2-3 家庭系厨芥類（食品廃棄物）発生量の国際比較[54, 56, 57, 60, 64, 67, 69]

※FW: Food waste、MAFF: 農林水産省、MOE: 環境省

※a: 不可食部除く、b: MSW 中の FW（事業系含む）、凡例は各出典の表記をそのまま使用している。

※FAO (2011)の地域区分の詳細は同出典 Annex 1 を参照のこと。

2.4.3. 厨芥類の組成とエネルギーポテンシャル

京都市および京都大学の家庭ごみ細組成調査結果[69]によると、家庭ごみに占める厨芥類の割合は 39.9% (174.4 g/人/日) である。そして、家庭系厨芥類の組成は発生抑制可能な食品ロスが食べ残し 22.3%、手つかず食品 17.1%の計 39.4%を占める (表 2-12)。ここで、厨芥類を嫌気性メタン発酵 (AD: anaerobic digestion) によりバイオガス化利用する際には、VS (volatile solids) 分解率や生成ガス量、バイオガス中メタン濃度等が厨芥類の性状や栄養成分によって異なることが知られている[70, 71]。表 2-12 の組成を元に高温乾式メタン発酵時の各栄養成分の VS 分解率[72]と化学量論式[73]から推計したバイオガス発生量を表 2-13 に纏めた。VS 当たりガス生成量の分類間の差異は小さいが、湿重量当たりの生成量としては含水率の違いから食べ残しが調理屑の 1.9 倍となる等、食品ロスの方がエネルギー量が高いことが見てとれる。平成 22 年度の国内厨芥類発生量 1,713 万 ton/年 (家庭系、事業系合計) を乗じたエネルギーポテンシャルとしては 50.4 PJ/年となった。未利用量 1,337 万 ton/年に対しては 39.3 PJ/年と試算され、同年度の国内家庭部門年間最終エネルギー消費量[74]の 1.8%に相当する。これは生成ガス量ベースのポテンシャルであることから、施設稼働時の消費電力等も考慮すれば全量利用できるわけではないものの、相当量のエネルギーが廃棄されていることを示唆している。

表 2-12 家庭系厨芥類の物理組成および栄養成分[69, 72, 75]

			全体	調理屑	食べ残し	手つかず	食品外	流出水分
発生量	湿重量	g/人/日	174.4	80.1	38.9	29.8	14.0	11.7
	厨芥類中の組成割合	wt%	100.0	45.9	22.3	17.1	8.0	6.7
三成分	水分	%	79.1	81.1	78.4	72.8	66.0	100.0
	可燃分	%	17.6	13.3	20.1	25.8	32.4	0.0
	灰分	%	3.3	5.6	1.6	1.5	1.7	0.0
元素組成	C	wt%	9.1	7.0	10.6	13.0	17.0	0.0
	H	wt%	1.3	1.0	1.5	1.8	2.4	0.0
	N	wt%	0.7	0.5	0.8	0.8	1.1	0.0
	O	wt%	6.5	4.8	7.1	10.1	11.9	0.0
栄養成分	タンパク質	wt%	4.1	3.3	5.2	5.1	7.1	0.0
	脂質	wt%	2.9	2.3	3.8	3.2	5.9	0.0
	糖質	wt%	7.8	4.3	8.6	17.5	11.3	0.0
	繊維質	wt%	2.8	3.4	2.5	0.0	8.2	0.0

表 2-13 家庭系厨芥類の高温乾式メタン発酵生成バイオガスの性状

		全体	調理屑	食べ残し	手つかず	食品外
バイオガス生成量	Nm ³ /ton-waste	141.6	107.2	162.2	205.0	264.4
	Nm ³ /ton-VS	804.3	803.5	808.1	794.7	816.2
メタン濃度	wt%	57.9	58.3	58.8	56.3	58.1
低位発熱量	MJ/ton-waste	2,942	2,243	3,426	4,140	5,511

※全体：平成 24 年度家庭ごみ細組成調査結果[69]の組成割合（表 2-12）で按分。

2.4.4. 厨芥類の 3R 政策

我が国の厨芥類の 3R 政策に関連しては、第三次循環基本計画[3]において、取り組むべき課題の 1 つとして年間 500～800 万トンとも推計される食品ロスの削減を含めた 2R（リデュース、リユース）の推進が挙げられているところである。また、2001 年に施行、2007 年に改正されている食品リサイクル法（以下、食リ法）に基づき、再資源化等実施率や発生量などの推移が定量的に把握されており、平成 24 年度の再資源化等実施率は 85%の高水準に達するなど一定の成果を挙げている[76]。しかし一方、業種別の実績を紐解いてみると、食品製造業、食品卸売業、食品小売業、外食産業の再資源化等実施率はそれぞれ 95%、58%、45%、24%であり、食品流通の川下に至るほど低下する傾向にある。食リ法での平成 24 年度までの目標値はそれぞれ 85%、70%、45%、40%であることから、特に食品卸売業、外食産業は一層の取組が求められる。なお、平成 26 年度現在もこの目標値は暫定的に据え置かれている。再資源化等実施率が食品流通の川下に至るほど低下する要因としては、食リ法の適用対象外である年間発生量 100 ton 未満の小規模事業者数が川下ほど多く、厨芥類がより広く薄く分布すること、厨芥類の質が多様化し再資源化方法の選択が難しいこと、等が考えられる。また、食リ法では家庭から排出される厨芥類も対象外である。厨芥類の 3R 促進のためには、こうした食リ法適用対象外である家庭系や中小規模排出源に対しても対応が求められ、そのためにはこれら排出源に対するより細かな実態把握が重要と言える。

さらに、厨芥類の発生抑制に向けて、食リ法に基づく努力目標として、平成 24 年度から平成 25 年度にかけて食品製造業をはじめとする 15 業種について業種別の発生抑制目標を暫定的に導入した[77, 78]。その後、平成 26 年度からは 26 業種に拡大して本格実施している。なお、目標値の単位は売上高当たりの厨芥類（食品廃棄物）発生量である。

食品ロス削減のためのフードチェーン全体での取り組みとして、平成 24 年度から食品業界において製造業・卸売業・小売業からなる「食品ロス削減のための商慣習検討ワーキングチーム」が設置され、所謂「3 分の 1 ルール」の見直し・再検討に向けたパイロットプロジェクトの実施や賞味期限、表示方法の見直し、食品ロス削減に関する消費者理解の促進等を検討している[78, 79]。また、食品製造工程で発生する規格外品などを引き取り、福祉施設等へ無料で提供する「フードバンク」といった活動もあり、約 20 の団体が国内で活動している[80, 81]。

その他、食品ロス削減ための国民運動として、6 府省（消費者庁、内閣府、文部科学省、農林水産省、経済産業省、環境省）が連携した「食べ物のムダをなくそうプロジェクト(NO-FOODLOSS プロジェクト)」が平成 24 年から展開されており、フードチェーン並びに消費者を巻き込んだ普及

啓発・情報発信を行っている[78, 82]。また、地方自治体においても松本市の「みんなで減らそう 食品ロス」[83]をはじめとする長野県の県民運動[84]、福井県の「おいしいふくい食べきり運動」[85]等、それぞれの取組が進められつつあり今後の展開が期待される。こうした地方自治体の取組は農林水産省の Web Site でも情報発信されている[86]。

2.5. 3R 政策の取組効果の定量的評価事例

製品やサービス、あるいは社会システムに対するライフサイクル全体の環境影響を定量的に評価する手法として LCA が用いられる。米国コカコーラ社の飲料容器の環境影響評価が LCA の発端と言われているが、その後世界的に関心が高まり 1993 年に ISO/TC207 において LCA の標準化作業が始まった。そして、ISO14040 シリーズが 1997 年に発行され、その後 2006 年の見直しを受けて現在に至っている[87, 88]。日本では最新版の JIS 規格として JIS Q14040:2010、14044:2010 が発行されている[89, 90]。また、特に GHG の定量化に関しては ISO 14064 シリーズが[91–93]、JIS 規格では JIS Q 14064 シリーズとして発行されている[94–96]。

厨芥類をはじめとする都市廃棄物 3R 政策の取組による環境負荷低減効果を定量的に事前に把握することで、有効な政策の優先順位や目標設定に活かすことができる。本節では 3R 政策の取組効果の定量的評価事例について、リサイクル効果、2R（リデュース、リユース）効果に分けてレビューし、効果の要点を整理した。

2.5.1. リサイクル効果

厨芥類について処理・再資源化方法別の正味 GHG 排出量を附録 3 に整理した。Cherubini ら[97]は MSW を全量埋立処理（嫌気性条件）から、機械選別し、有機性廃棄物（食品廃棄物が 50% を占める）を AD 利用、その他を RDF（Refuse derived fuel）利用することで、MSW 1 ton 当たりの正味 GHG 排出量を 1,300 kg-CO₂eq から -230 kg-CO₂ まで削減できると報告した（正味 GHG 排出量が負値を示すことは、GHG 排出ではなく GHG 削減の効果をもたらすことを意味する）。発電を伴う全量焼却処理でも GHG 排出量 153 kg-CO₂eq となり、埋立処理からの脱却が重要であること、全量焼却するのではなく、有機性廃棄物の AD 利用をセットにした処理戦略を立てることが効果的であることが示唆されている。また、Bastian ら[98]はインドネシアの MSW 中の厨芥類の全量埋立、焼却処理、堆肥化、AD 利用を比較し、AD 利用が最も GHG 排出量を低減できることを明らかにしている。日本においては厨芥類の直接埋立は一般的ではないが、アジア地域や欧州では依然関心事である。既に埋立処理から焼却処理に移行している日本においては、相当量の GHG 排出量が既に削減されており、更なる削減を推進する段階であるとも言える。

EU で稼働中の 200 以上の AD 施設から得たデータを整理した Møller ら[99]によれば、原料の性状や採用する発酵技術、消費・代替する電力の電源構成等の地域性の違いはあるものの、家庭系有機性廃棄物・ガーデンウェイストの AD 利用による正味 GHG 排出量は -375～33 kg-CO₂eq/ton（熱利用含む）の幅を持つ。その他の海外既往研究から厨芥類（もしくは有機性廃棄物）の再資源化手法別の正味 GHG 排出量も附録 3 に整理したが、概ね GHG 削減効果が期待でき、焼却処理と比較した相対的な GHG 削減効果は一層大きい。有機性廃棄物の 82 報の LCA 研究のレビューを行った Morris ら[100]は、AD 利用や堆肥化利用がエネルギー回収を伴う焼却

(Waste to Energy) や埋立 (Landfill gas to energy) と比較しても統計的に有意差を持つ GHG 削減量が期待できることを報告している。また、Bernstad ら[101]の厨芥類を対象に含む 25 報の LCA 研究のレビュー結果においても、システム境界や解析手法の違いが影響することから、同じ処理方法であっても既往研究間で GHG 排出量には大きな幅が見られたものの、全体的な傾向として、バイオガス化の正味 GHG 排出量は負値を示し、GHG 削減に有効な再資源化手法であることが確認されている。特に感度が高いパラメータとして、想定する厨芥類の性状、収集、保管、前処理中の炭素や栄養素等の流出、バイオガス燃焼時のエネルギー回収ポテンシャル、堆肥化や有機堆肥、化学肥料の土地利用時の排出、代替物の環境負荷、等を指摘している。また、バイオガスの利用用途によっても GHG 削減効果は異なる。例えば、発電利用であっても、施設外への熱供給が可能な場合はより一層の GHG 削減が可能となる。熱利用の効果は AD 利用に限ったことではなく、焼却発電時の電力だけでなく熱も高効率利用できるデンマークの研究では発電を伴う焼却処理の方がメタン発酵よりも優位となる結果も報告されている[102]。熱利用の実績が乏しい日本においても廃棄物分野からの熱回収が期待される。その他、欧州においてはバイオガスの自動車利用もシナリオに含めた LCA 研究が見られる[99, 102–104]。

地球温暖化 (GHG 排出量) 以外の環境影響領域も含めた評価事例について、ローマを事例とした MSW 処理の MFA ならびに LCA 適用研究[105]では、地球温暖化、酸性化、富栄養化いずれの環境領域においても、全量埋立する現状 (2008 年当時) シナリオが最も負荷が大きく、埋立地で有機性廃棄物を分別し AD 利用、鉄資源を MR するシナリオが最も小さいことを明らかにした。また、MSW 1 ton の処理がさらに約 0.3 ton の廃棄物 (非生物性) を生むことを指摘している。スウェーデンのストックホルム等 3 都市におけるバイオウエイストを含む MSW 処理のケーススタディ[104]では、約 9.3 万 ton/年の 70%のバイオウエイストが分別収集、AD 利用されるバイオガス化シナリオやプラスチック製容器包装、段ボールを MR 利用するシナリオ等を全量焼却 (熱回収有) シナリオと比較している。バイオウエイストの AD 利用シナリオ、プラスチック、段ボールの MR 利用シナリオはいずれも全量焼却シナリオと比べ地球温暖化、富栄養化に対して優位であることを示している。一方、AD 利用シナリオは発酵残渣の農地利用時のアンモニア排出、バイオガス燃焼時の NO_x 排出により全量焼却よりも高い酸性化を示した。ギリシャのテッサロニキの事例[106]は、MSW 処理に関して地球温暖化、富栄養化/酸性化、人間毒性での特性化、人間健康、生態系、資源の 3 種のカテゴリーで被害算出、そして統合化評価によって厨芥類の AD 利用や紙類の MR の有効性を明らかにしている。

国内の研究事例として、田原ら[107]は都市ごみを対象に、集約型/分散型コンポスト化、集約型メタン発酵、デイスポーザ、及び現状システム (ガス化熔融炉、焼却+灰熔融) の CO₂ 排出量を比較し、分散型コンポスト化以外では現状システムよりも CO₂ 削減が期待できることを明らかにした。分散型コンポスト化では処理槽の熱源に多量の都市ガスを消費することを増加要因と指摘している。また、酒井ら[108]は人口規模別のバイオマスの発生量推定を行い、「農村部」と「都市部」を想定した厨芥類を対象とした LCA を実施している。賦存量を元に処理スケールを考慮しており、同じ処理方法であっても、人口密度が高く施設規模が大きい「都市部」の方が GHG 削減効果は大きいことを示した (「メタン発酵+ガスエンジン発電」の場合、「農村部」18.2 kg-CO₂eq/ton に対し、都市部では-32.9 kg-CO₂eq/ton)。その他にも厨芥類をはじめとした MSW

の LCA 研究が数多く報告されている[109–112]。

国や地域全体での効果試算として、欧州では過去から将来（1990–2020 年）の MSW 発生量とその処理に伴う GHG 排出量見通しが推定されている[113, 114]。MSW 発生量は人口と品目別の最終個人消費額を説明変数とした回帰式により、2010 年の 2 億 5,500 万トンから 2020 年には 2 億 7,900 万トンに増加すると試算した。1 人当たりの重量としても 2005 年の 524 kg/人/年が 2020 年には 558 kg/人/年まで増加する見込みである。一方、処理方法は統計に基づく過去の傾向と廃棄物枠組指令や埋立指令等の施策に基づいて設定し、より前者を重視したシナリオをベースラインとしている。その結果、2007 年には 40%が埋め立てられていたのに対し、2020 年には 28%まで低減できる見込みを示した。2020 年のリサイクル割合、エネルギー回収を伴う焼却割合はそれぞれ 49%、23%である。そして、こうした発生量の増加や MSW 処理方法の変化を受けて、GHG 排出量は 1990 年から 2020 年の間に 8,500 万 ton-CO₂eq/年低減すると試算した（図 2-4）。2017 年にはリサイクルによる GHG 削減量が直接排出量を上回り、正味 GHG 排出量としては負値（－820 万 ton-CO₂eq/年）、即ち MSW 処理システム全体として GHG 削減効果が期待される結果となっている。さらに、すべての国が埋立指令の目標を達成することで正味 GHG 排出量は－2,650 万 ton-CO₂eq/年まで期待できる見通しを明らかにした。ただし、MSW 発生量は 2020 年までに増加する見通しを鑑みれば、本試算のシステム境界に含まれていない製品生産段階の負荷が増加する可能性があることから、ごみ減量がより重要である点も指摘されている。

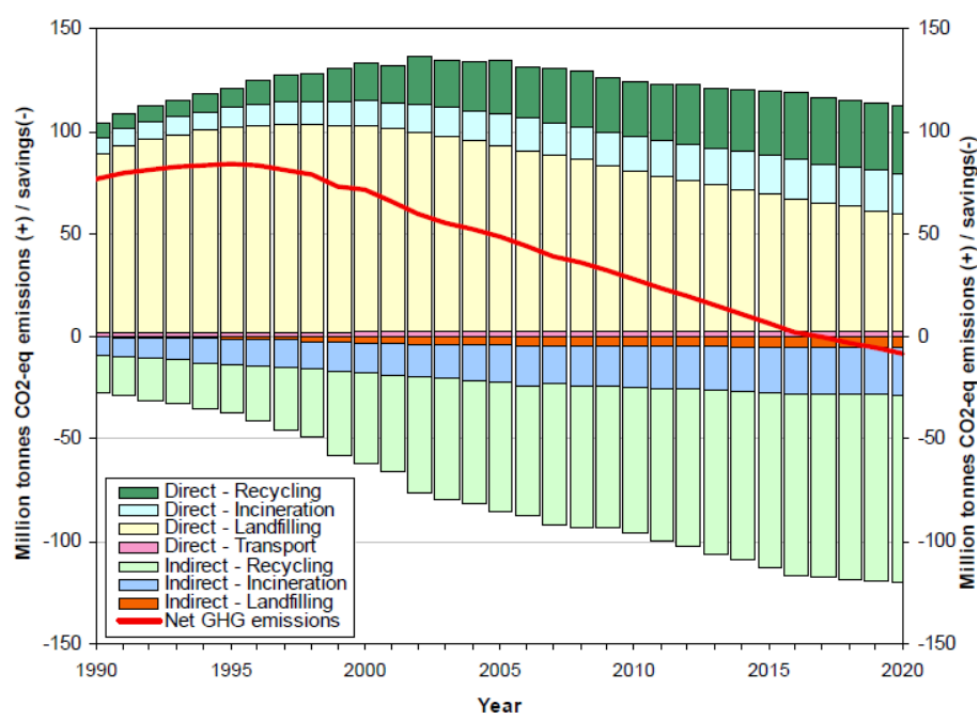


図 2-4 欧州の MSW 管理に伴う GHG 排出量見通し[114]

わが国においても日本全体での 3R による環境負荷低減効果の定量化が 2008–2010 年にかけて行われた[115, 116]。評価項目としては循環基本計画に基づき推計してきた指標も踏まえた GHG 排出量、天然資源消費量、エネルギー消費量、埋立処分量、を対象にしている。3R 方策と

してはマテリアルリサイクル、ケミカルリサイクル、熱回収を対象としている。発生抑制についても概念整理や具体的事例を対象とした試算を試みており、これについては後述する。対象期間は2000年から2005年であり、実績値を元にした統計データを用いた解析である。解析結果では、取組量の大きさが大きく寄与したため、取組効果の大きさは4つの評価項目ともにマテリアルリサイクル、熱回収、ケミカルリサイクルの順となった。また、2000年から2005年にかけての日本全体の取組効果としてはいずれの評価項目も僅かに増加しているものの、ほぼ横ばい状態であることが確認された。例えば、GHG削減量は、単純焼却をベースとするシナリオからの削減効果としては、リサイクルにより国内全体で約6,000万ton-CO₂eq/年が削減されていると試算される一方、2000年から2005年の間の増加分は約450万ton-CO₂eq/年程度であった（いずれもグラフからの目測）。なお、前述の欧州の試算では排出量、削減量ともに計上した上で正味排出量（もしくは削減量）を算出しているのに対し、日本の本試算ではベースからの削減量のみを計上しており、推計手法が異なるため定量的な比較は難しい。また、欧州は埋立回避による削減効果が大きいこと、有機性廃棄物のメタン発酵を処理手法に含めることで将来的により大きな削減効果が期待できること、等の時間軸・社会背景を考慮したシナリオ設計上の違いの影響も大きいと考えられ、我が国においても今後こうした視点を踏まえた解析が求められる。

2.5.2. 2R 効果

2.4.2 項および2.4.3 項で国内外の厨芥類の発生量や食品種別の組成内訳を紹介したが、厨芥類の発生量とそれに由来する環境負荷は相互比較が簡単ではない点には留意が必要である。図2-5は松田ら[117]による食べ残し食品、手つかず食品それぞれの発生量とGHG排出原単位の関係図であるが、食べ残し食品中の動物性食品は重量ベースでは20%しかなく、植物性食品50%、穀物性食品30%より少ない。しかし、動物性食品は食べ残し食品に由来する食料生産～流通段階のGHG排出量の約36%と最も大きな割合を占める。年間1人当たりGHG排出量（図の面積に相当）では食べ残し食品約20kg-CO₂eq/人/年、手つかず食品で約12kg-CO₂eq/人/年と推定される。すなわち、京都市（人口146万人）で47,000t-CO₂eq/年、日本全体で約410万t-CO₂eq/年に相当する量のGHG排出負荷を生産～流通段階で背負った食品が、消費されることなく廃棄されているのが現状である。また、Berettaら[58]は農地生産から家庭消費までの一連の食料供給フローを対象に、スイスの食品ロスの発生量を推定している。その結果、エネルギーバランスとして生産量の48%が食品ロスとして失われていることを明らかにし、農地生産、食品加工、家庭消費段階が最もリデュース可能なステージだと結論づけている。その他、Lundqvistら[118]によると1990年代に世界に供給された食料2,800kcal/人/日の内、800kcal/人/日が消費段階でロスとして失われていたことを指摘している。厨芥類のリデュースは生産段階のこうした負荷を低減できる。国内では産業連関表を用いた環境負荷原単位データブック（3EID）[119]の開発やカーボンフットプリントプログラム[120]等により、生産段階のGHG排出量に関するデータが整備されてきており、こうした知見を活用してリデュースの定量的評価が一層進むことが望まれる。

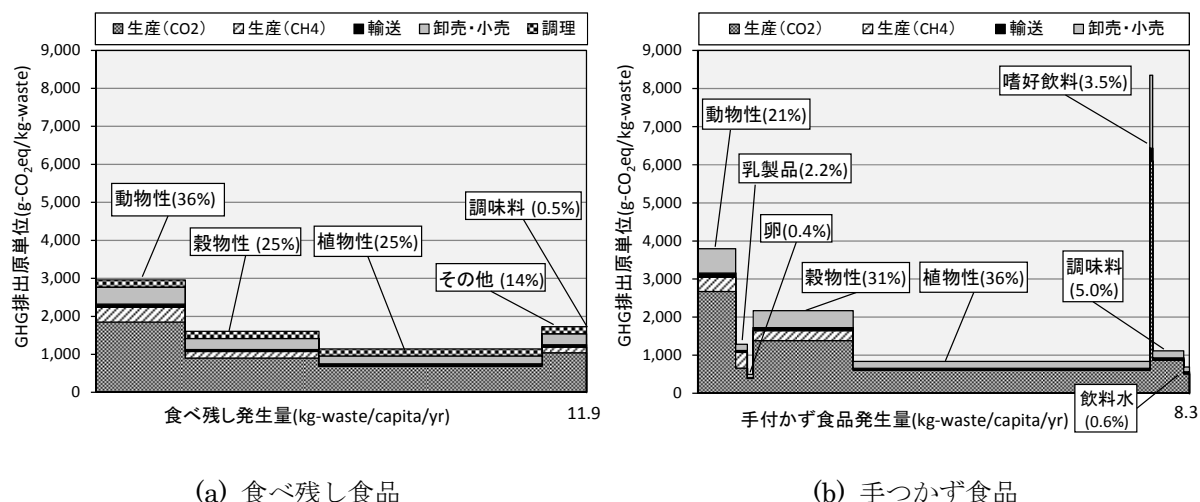


図 2-5 食品種別の廃棄物発生量と生産～調理段階の GHG 排出原単位の関係[117]

※図中の面積が食品種別の GHG 排出量（GHG 排出原単位×発生量）となる。吹き出し括弧内のパーセンテージは GHG 排出量合計に占める割合。

厨芥類のリデュースが間接的に食品容器包装の削減にも寄与することも重要な視点である。オーストリアで組成調査を実施した Lebersorger ら[59]は、食品容器包装が厨芥類に対して 8%と僅かであることから、食品容器包装は無視できると結論づけている。しかしながら、プラスチック素材等の食品容器包装の製造段階の投入エネルギーや環境負荷、食品容器包装の間接的な削減効果は決して小さくない。さらに、プラスチック素材であれば化石由来であるから、廃棄段階で焼却されれば CO₂ を排出することになる。一例として、透明パック（10 g）に入れられたトマト（計 300 g）が手つかずで廃棄されたとしよう。この場合、重量ベースで透明パックが占める割合は 3.2%であるが、生産～廃棄の GHG 排出負荷で考えると実に 23.6%になる（表 2-14）。

表 2-14 透明パック入りトマトを例とした
手つかず食品と食品容器包装の生産～廃棄時の GHG 排出量比較

内容物	重量 (g)	GHG (g-CO ₂ eq)			構成比	
		生産	内容物中の 化石炭素由来	合計	重量 ベース	GHG ベース
トマト	300	210.9	0.0	210.9	96.8%	76.4%
透明パック	10	31.2	33.8	65.0	3.2%	23.6%
合計	310	242.1	33.8	275.9	100.0%	100.0%

※透明パックは OPS（二軸延伸ポリスチレンシート）製とした。
 ※製品重量は設定値。生産時の GHG 排出原単位は、トマト：3EID 部門分類 5 部門名「野菜（露地・施設）」[119, 121]、容器包装：プラスチック処理促進協会[122, 123]より。

さて、先に述べた食品ロスがもたらす環境負荷の定量的評価事例は食料生産から消費段階までをバウンダリに扱ったものであるが、廃棄段階の処理・再資源化も含めたライフサイクル全体の評価が重要と言える。発生抑制はリサイクルと異なり達成後に廃棄物が発生しないため、発生抑制によりいくら減量されたか（発生抑制されなかった場合の廃棄物発生量）が観測できないこと、

発生抑制行動と発生抑制量あるいは廃棄物発生量との因果関係の同定が難しいこと、等の理由から、発生抑制量や環境負荷低減効果の定量的な評価方法の確立が難しいことが指標開発の遅れとしても指摘されてきた[8]。

これに対し Cleary [11]はシステム境界を製品の製造段階まで拡張することで発生抑制効果を定量化する手法を「WasteMAP LCA」として提案した。また、Gentil ら[124]は、ベースシナリオから比較した発生抑制量を、廃棄物処理が不要な仮想的な廃棄物発生量として計上し機能単位に含める事で、MSW の発生抑制による環境負荷低減効果を定量化した。その後 Nessi ら[10]によりこの両手法はレビューされ（図 2-6）、発生抑制効果の LCA 評価手法として整理されており、発生抑制に伴う環境負荷定量化手法が整備されつつあり、近年発生抑制の LCA 研究がいくつか報告され始めている[11, 37, 38, 124–126]。なお、システム境界を製造段階まで拡張した際には、製造段階での環境負荷低減策（製造プロセスの高効率化）が、発生抑制策の効果にも影響を与えてしまうため、廃棄方法のみならず製造方法の設定にも留意する必要がある。125, 126

より優先度の高い発生抑制効果に関しては、国や地域スケールでの政策としての発生抑制指標や目標適用は未だ限定的である一方、前述の評価手法の整備を受けて学術論文からいくつかのケーススタディを見ることができる。Gentil ら[124]は都市廃棄物（MSW）のリデュース量としてダイレクトメール 6 割減、飲料容器および厨芥類それぞれ 2 割減を想定した LCA を実施し、ライフサイクルで生産・製造段階の負荷が処理・リサイクル段階の負荷より大きいこと、特に厨芥類のリデュースによる環境負荷低減効果が最も大きいことを明らかにした。また、地球温暖化だけでなく酸性化や光化学オキシダント等の評価した全ての環境影響領域においても肉類の方が野菜類より生産段階の負荷が大きいことを報告している。スウェーデンの家庭系厨芥類に関する Bernstad らの LCA 研究[65] においても、厨芥類の発生抑制効果を 800–1,400 kg-CO₂/ton と推定し、肉類やパスタ、米、ポテトの寄与が大きいことを明らかにしている。鶏肉料理を例とした研究[125]では、食品ロスの削減が大きな環境負荷削減効果を持ち、特に農業部門の寄与が大きい富栄養化と酸性化の対策として有効であると結論している。また、Williams ら[126]は 5 つの食品についてその容器包装と食品ロスとのトレードオフに関して、小分けにするなどで容器包装の量が増加したとしても食品ロスの削減につながるならば、その削減効果は大きく正味の環境負荷は低減できることを指摘している。また、イタリアにおける飲料容器の消費量が EU の中で多いことを受け、Nessi ら[37]は発生抑制策として使い捨て容器の代わりに、公共水を直接利用する 2 シナリオ、リユース容器を利用するシナリオを比較した。その結果、公共水の直接利用が最も環境負荷（エネルギー消費、地球温暖化、非生物資源消費、富栄養化）が低いこと、リユース容器としては PET ボトルが使い捨て容器よりも環境負荷が低いことを示した。ただし、リユース容器に関しては瓶詰工場との距離の感度が高く、輸送距離が重要な要素となることも指摘している。さらに、Nessi らは液体洗剤の使い捨て容器と比較した詰め替え販売による発生抑制効果についても研究[38]し、詰替容器を 1 回しか使用しない場合は輸送時の段ボール消費等に由来して廃棄物が増加してしまうものの、50 回リユースすることで 97–98%の廃棄物が減量できることを明らかにした。地球温暖化をはじめとする 14 の環境影響領域についても、概ね 10 回程度の使用まではリユース回数の感度が大きく、それ以降の低減効果は収束する傾向が確認された。

なお、リデュース効果の定量的評価をライフサイクル全体で考える際、リデュース（発生抑制）

とリサイクル（再資源化）の間のトレードオフも考慮する必要がある。ここで言う「トレードオフ」とは、発生抑制により食品製造段階の GHG 排出量が低減できる一方、再資源化される厨芥類量が減量することにより再資源化段階の GHG 削減量まで低下してしまうことを指す。松田ら[117]は GHG 排出量を指標とした京都市ケーススタディにおいて、リデュースにより食品ロスがゼロとなった場合の GHG 削減ポテンシャルを推定している。バイオガス化による GHG 削減効果が 3,300 t-CO₂eq/年減少する一方、食品ロスの生産～処理における GHG 排出が抑制されることから結果として正味 46,000 t-CO₂eq/年の GHG 削減効果が期待され、バイオガス化導入時においてもリデュースは十分効果があることを明らかにした。さらに、食品ロス削減だけでなく、水切り、自家処理堆肥化の計 3 ケースの発生抑制策の違いを比較した分析により、食品ロス削減効果が最も削減効果が大きいことを報告している[127]。食品ロスの 7%（京都市可燃ごみ 1%相当）のリデュース効果が、市民からの厨芥類の分別収集率を 30%増加させる効果に等しいとの感度分析結果が食品ロス削減の重要性を示唆している。

地域あるいは世界の効果としては、Munesue ら[128]は先進国が食料栽培・生産から消費にわたる食品廃棄物や食品ロスを 50%削減させることで、途上国の栄養不良な人々を 6,300 万人（全体の 7.4%）減らすことができることを指摘している。環境負荷については食料栽培・生産段階のみの推計であるが、世界で 340 万 ha の土地利用（栽培面積）、58.6 Gm³ の水消費、7,430 万 ton-CO₂eq の GHG 排出量の削減に繋がると試算している。この効果は 2007 年の世界の土地利用面積、水消費量、GHG 排出量のそれぞれ 0.4%、1.1%、1.6%に相当する。また、欧州委員会は、EU27 ヶ国の厨芥類年間発生量 8,900 万 ton がもたらすライフサイクル全体の環境負荷が 2008 年の EU の年間排出量の 3%に相当する 17,000 万 t-CO₂eq/年（1.90 t-CO₂eq/ton）になると試算している[64]。特に家庭由来が 45%（7,800 万 t-CO₂eq/年: 2.07 t-CO₂eq/ton）とライフサイクルの中で最も大きな割合を占めることから対策の重要性がうかがえる。我が国では、2008 年の削減実績として、リユース策として「リターナブルびんの使用」、発生抑制策として「音楽ダウンロード」、「レジ袋の辞退」、「PET ボトルの軽量化」についてそれぞれベースシナリオ（埋立もしくは焼却処理）からの GHG 削減効果を試算しているが、それぞれ 80 万、8 万、7 万、12 万 ton-CO₂eq/年の削減に留まり、その他の削減策もふくめた具体事例とその削減ポテンシャルの把握が求められる。松田ら[117]の食品ロスによる効果を全国ベースに外挿すると約 400 万 ton-CO₂eq/年に相当することから、他国同様に食品ロス対策の有効性が認識されているところである。

このように、厨芥類をはじめとする MSW の 2R についてはいくつかの学術誌で研究事例が紹介され始め、定量化手法が整備されつつある段階にあると言える。今後解析を進めることで、多様な 2R 策の中から効果的な取組を定量的な裏付けを以て明らかにしていくことが重要である。

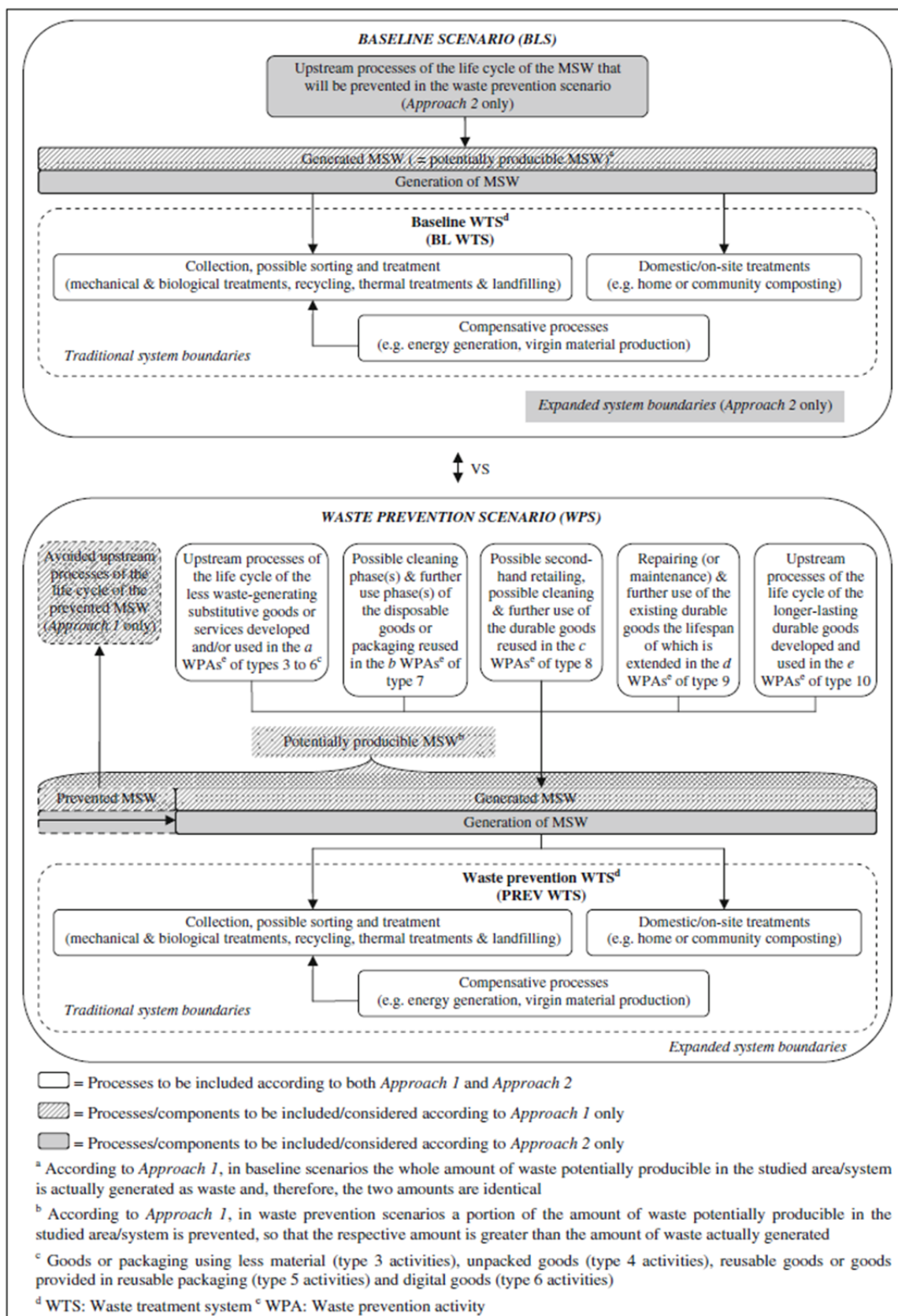


図 2-6 発生抑制効果を LCA で評価する際の廃棄物、プロセスとシステム境界の関係図[10]

2.6. 本章の結論

本章では厨芥類をはじめとする MSW の 3R 概念、評価指標と目標設定、モニタリングについて国際的な動向を整理した。また、厨芥類を例とした定義、発生実態や 3R 政策、LCA 等を用いた環境負荷の定量評価に関する国内外の動向も整理した。

本章で得られた結論は次のとおりである。

- ・ 発生抑制（Waste prevention）の定義では、我が国では廃棄物の量そのものを減量することを意味することが多いのに対し、EU や OECD で用いる Waste prevention は廃棄物中の有害物質の減量まで包括した概念となっていることが確認された。
- ・ 発生抑制をはじめ様々な指標が提案されているものの、統計データの信頼性の欠如等の問題から、実際に適用されている指標や指標に基づいた目標は限定的であった。一方、そうした 3R の取組効果の定量化についてはリサイクルにおいては国内外問わず活発に取り組まれているのに対し、発生抑制についてはいくつかの学術誌で研究事例が紹介され始め、定量化手法が整備されつつある段階である。
- ・ 厨芥類に関しては、国や機関、研究者間で厨芥類や食品ロス等関連用語の定義やバウンダリが異なっている現状がうかがえた。FAO や WRI 等複数の組織が一体となって、厨芥類（食品廃棄物）や食品ロスの定義や定量化手法の国際標準化の検討を始めており、実現すれば信頼性、実用性、一貫性のあるデータを得るための基盤が整備されることが可能となり、今後の動向が注目される。

廃棄物系バイオマスの 3R においても様々な取組が考えられ、その取組効果を定量的に把握することは、3R 方策の有効性を判断する上で重要となる。次章以降では、いくつかの廃棄物系バイオマスの 3R 方策について、その効果をライフサイクル思考に基づき定量化した結果を報告する。

<2 章の参考文献>

- [6] 酒井伸一、平井康宏、浅利美鈴、高野裕久、小池栄子、滝上英孝、田辺信介、由田秀人、坪内俊明、前田禎司郎 (2012) 廃棄物リサイクル制度展開の国際比較と化学物質管理の統合システム解析、K2129, K22048, K2314.
- [7] European Union (2008) Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2009 on waste and repealing certain Directives (text wotj EEA relevance).
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:en:PDF> (Accessed 2014-September-26).
- [8] OECD (2000) Reference Manual on Strategic Waste Prevention.
- [9] Salhofer S., Obersteiner G., Schneider F., Lebersorger S. (2008) Potentials for the prevention of municipal solid waste. *Waste Management* 28:245–259.
- [10] Nessi S., Rigamonti L., Grosso M. (2013) Discussion on methods to include prevention activities in waste management LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18:1358–1373.
- [11] Cleary J. (2010) The incorporation of waste prevention activities into life cycle assessments of municipal solid waste management systems: methodological issues. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15:579–589.
- [12] 山川肇、渡辺浩平、福岡雅子、杉浦淳吉、佐藤真行、田崎智宏、橋本征二、本下晶晴 (2009) リデュース・リユースの分析・評価手法の体系化とその適用研究、平成 20 年度循環型社会形成推進科学研究費補助金研究報告書 (K2022).
- [13] 山川肇、渡辺浩平、福岡雅子、杉浦淳吉、佐藤真行、田崎智宏、橋本征二、本下晶晴 (2010) リデュース・リユースの分析・評価手法の体系化とその適用研究、平成 20 年度循環型社会形成推進科学研究費補助金研究報告書 (K2153).
- [14] 山川肇、渡辺浩平、福岡雅子、杉浦淳吉、佐藤真行、田崎智宏、橋本征二、本下晶晴 (2011) リデュース・リユースの分析・評価手法の体系化とその適用研究、平成 20 年度循環型社会形成推進科学研究費補助金研究報告書.
- [15] US EPA website,
<http://www.epa.gov/osw/hazard/wastemin/minimize/faqs.htm#wastemin> (Accessed 2014-September-26).
- [16] Bartl A. (2014) Moving from recycling to waste prevention: A review of barriers and enables. *Waste Management & Research* 32 (9):3–18.
- [17] Liss G. (1997) What is zero waste?
<http://archive.grrn.org/zerowaste/articles/whatiszw.html> (Accessed 2014-October-3).
- [18] Palmer P. (2009) Zero Waste Institute. <http://zerowasteinstitute.org/> (Accessed: 2014-October-3).
- [19] Murray R. (2002) Zero Waste. London, UK: Greenpeace Environmental Trust.
- [20] Zero Waste International Alliance (2012) ZW definition.
<http://zwia.org/standards/zw-definition/> (Accessed 2014-October-3).

- [21] Krausz R. (2012) All for naught? A critical study of zero waste to landfill initiatives. Thesis, Lincoln University, Lincoln, New Zealand.
- [22] Watson D., Milios L., Bakas I., Herczeg M., Kjær B. (CRI) and Tojo N. (IIEEE) (2013). Proposals for targets and indicators for waste prevention in four waste streams.
- [23] OECD (2002) OECD Workshop on Waste Prevention: Toward Performance Indicators. 8–10 October 2001, OECD Headquarters, Paris.
- [24] OECD (2004) Toward Waste Prevention Performance Indicators.
- [25] 環境省（2002）資料 2 循環の「数値目標」設定のための指標の考え方～マテリアルフロー（物質収支）を中心として～、第 9 回中央環境審議会循環型社会計画部会
<http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-09/mat2.pdf> (Accessed 2014-October-6).
- [26] 環境省（2002）資料 3 基本計画に盛り込む数値目標の設定について、第 10 回中央環境審議会循環型社会計画部会
<http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-10/mat03.pdf> (Accessed 2014-November-6).
- [27] 環境省（2002）資料 3-3 数値目標（取組指標）について、第 14 回中央環境審議会循環型社会計画部会
http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-14/mat_03-3.pdf (Accessed 2014-October-6).
- [28] 環境省（2009）資料 4 循環基本計画における物質フロー指標に関する検討について、平成 21 年度 第 54 回中央環境審議会循環型社会計画部会
<http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-54/mat04.pdf> (Accessed 2014-October-6).
- [29] 環境省（2010）資料 3 平成 21 年度物質フロー指標に関する検討会の検討結果について、平成 22 年度 第 56 回中央環境審議会循環型社会計画部会
<http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-56/mat03.pdf> (Accessed 2014-October-6).
- [30] 環境省（2012）資料 2 第三次循環基本計画における指標の考え方（案）、平成 24 年度 第 74 回中央環境審議会循環型社会計画部会
<http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-74/mat02.pdf> (Accessed 2014-October-6).
- [31] 環境省（2012）資料 3 第三次循環基本計画における取組指標の候補（案）、平成 24 年度 第 74 回中央環境審議会循環型社会計画部会
<http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-74/mat03.pdf> (Accessed 2014-October-6).
- [32] 環境省（2012）資料 3 物質フロー指標の将来推計方法の基本的考え方について、平成 24 年度 第 76 回中央環境審議会循環型社会計画部会
<http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-76/mat03-1.pdf>,
<http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-76/mat03-2.pdf> (Accessed 2014-October-6).

- [33] 環境省 (2012) 資料 4 第三次循環計画における指標データ、平成 24 年度 第 76 回中央環境審議会循環型社会計画部会
<http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-76/mat04.pdf> (Accessed 2014-October-6).
- [34] 環境省 (2012) 資料 3 第三次循環計画における指標データ等、平成 24 年度 第 77 回中央環境審議会循環型社会計画部会
<http://www.env.go.jp/council/former2013/04recycle/y040-77b/mat03.pdf> (Accessed 2014-October-6).
- [35] 環境省. 物質フロー指標と取組指標、http://www.env.go.jp/recycle/circul/mate_flow.html (Accessed 2014-October-6).
- [36] EIONET website. Quantitative targets:
http://scp.eionet.europa.eu/facts/WPP/quantitative_targets (Available at July 3, 2014)
- [37] Nessi S., Rigamonti L., Grosso M. (2012) LCA of waste prevention activities: A case study for drinking water in Italy. *Journal of Environmental Management* 108:73–83.
- [38] Nessi S., Rigamonti L., Grosso M. (2014) Waste prevention in liquid detergent distribution: A comparison base on life cycle assessment. *Science of the Total Environment* 499:373–383.
- [39] Bio Intelligence Service (2011). Evolution of (bio-) waste generation/prevention and (bio-) waste prevention indicators Final Report , A project under the Framework contract ENV. G. 4/FRA/2008/0112.
- [40] ERA-NET SKEP Project EIPOD (2008). “Development of a methodology for the assessment of global environmental impacts of traded goods and services”
Development of RACER Evaluation Framework.
- [41] Zaman A. U., Lehmann S. (2013) The zero waste index: a performance measurement tool for waste management system in a “zero waste city”. *Journal of Cleaner Production* 50:123–132.
- [42] Zaman A. U. (2014) Identification of key assessment indicators of the zero waste management systems. *Ecological indicators* 36:682–693.
- [43] Shen L., Ochoa J. J., Shah M. N., Zhang X. (2011) The application of urban sustainability indicators – A comparison between various practices. *Habitat International* 35 (1):17–29.
- [44] 京都市 (2010) みんなで目指そう！ごみ半減！循環のまち・京都プラン –京都市循環型社会推進基本計画（2009–2020）–.
- [45] European Commission (2011). Roadmap to a Resource Efficient Europe (COM(2011) 571 final).
- [46] European Parliament (2012). Resolution of 19 January 2012 on how to avoid food wastage: strategies for a more efficient food chain in the EU (2011/2175 (IND)).
- [47] WRAP (2012). Preventing food and drink waste.

- [48] ForMat (2010). Forrebygging av Matsvinn (in Norwegian language).
- [49] Brussels Environment (2010) Waste prevention and management plan.
- [50] Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management (2011) Federal waste management plan 2011. Chapter 6: Waste prevention programme.
- [51] Malta Ministry for Sustainable Development, the Environment and Climate Change (2014) Waste management plan for the MALTESE ISLANDS A Resource Management Approach 2014–2020.
- [52] WRAP website. Love Food hate waste. <http://www.lovefoodhatewaste.com/> (Accessed 2014-October-8).
- [53] Nordic Council of Ministers (2011) Initiatives on prevention of food waste in the retail and wholesale trades.
- [54] WRAP (2009) Household food and drink waste in the UK.
- [55] WRI (2013) Reducing food loss and waste.
- [56] FAO (2011) Global food losses and food waste.
- [57] WRAP (2013) Final Report on Household Food and Drink Waste in the United Kingdom 2012.
- [58] Beretta C., Stoessel F., Baier U., Hellweg S. (2013) Quantifying food losses and the potential for reduction in Switzerland, *Waste Management* 33 (3):764–773.
- [59] Lebersorger S., Schneider F. (2011) Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies, *Waste Management* 31 (9–10):1924–1933.
- [60] 農林水産省. 食品ロス統計調査 (世帯調査・外食産業調査)
http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/syokuhin_loss/ (Accessed 2013-November-26).
- [61] 高月紘 (1983) 容器・包装材と家庭ごみに関する研究, *環境技術* 12 (7):425-432.
- [62] WRI. Release: New Effort Launched to Measure and Monitor Global Food Loss and Waste,
<http://www.wri.org/news/release-new-effort-launched-measure-and-monitor-global-food-loss-and-waste> (Accessed: 2013-October-17).
- [63] EU Fusions website. <http://www.eu-fusions.org/> (Accessed 2013-November-25).
- [64] Monier V., Mudgal S., Escalon V., O'Connor C., Anderson G., Reisinger H., Dolley P., Ogilvie S., Morton G. G. (2010) Preparatory Study on Food Waste Across EU27. Final report. European Commission (DG ENV) Directorate C-Industry (Ed.), Contract #: 07.0307/2009/540024/SER/G4.
- [65] Bernstad Saraiva Schott A., Andersson T. (2015) Food waste minimization from a life cycle perspective. *Journal of Environmental Management* 147:219–226.

- [66] European Parliament. Press release – Parliament calls for urgent measures to halve food wastage in the EU
<http://www.europarl.europa.eu/news/en/news-room/content/20120118IPR35648/html/Parliament-calls-for-urgent-measures-to-halve-food-wastage-in-the-EU> (Accessed 2013-November-11).
- [67] IGES (2011) Practical Guide for Improved Organic Waste Management: Climate benefits through the 3Rs in developing Asian countries.
- [68] 農林水産省、環境省（2013）資料 2 食品リサイクル法の施行状況、中央環境審議会循環型社会部会食品リサイクル専門委員会、食料・農業・農村政策審議会食品産業部会食品リサイクル小委員会 第 1 回合同会合（平成 25 年 3 月 28 日）.
- [69] 京都市環境政策局（2013）平成 24 年度家庭ごみ細組成調査報告書.
- [70] 社団法人全国都市清掃会議（2001）コンポガス式メタン発酵技術検証・確認報告書.
- [71] 小林拓朗、李東烈、徐開欽、李玉友、稲盛悠平（2011）生ごみ嫌気発酵によるメタンおよび水素生成ポテンシャル –食品標準成分に基づく分類と特性評価–、環境技術 40 (3):159-166.
- [72] 矢野順也（2009）都市廃棄物由来バイオマス利用のライフサイクル分析と技術変化を考慮した感度解析、京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻修士論文.
- [73] 土木学会環境工学委員会（2004）環境工学に関わる出版準備小委員会：環境工学公式・モデル・数値集、土木学会.
- [74] 資源エネルギー庁. エネルギー白書 2012
<http://www.enecho.meti.go.jp/topics/hakusho/2012energyhtml/> (Accessed 2013-November-11)
- [75] 財団法人京都高度技術研究所（2009）地球温暖化対策技術開発事業 カーボンフリーBDFのためのグリーンメタノール製造及び副産物の高度利用に関する技術開発成果報告書.
- [76] 農林水産省・環境省（2014）参考資料 1-1 平成 24 年度食品廃棄物法等の年間発生量及び食品循環資源の再生利用等実施率（概要）、食料・農業・農村政策審議会食料産業部会第 11 回食品リサイクル小委員会、中央環境審議会循環型社会部会 第 9 回食品リサイクル専門委員会 第 9 回合同会合（平成 26 年 3 月 31 日）.
- [77] 農林水産省. 食品廃棄物等の発生抑制の取組,
http://www.maff.go.jp/j/shokusan/recycle/syokuhin/hassei_yokusei.html (Accessed 2013-November-11).
- [78] 農林水産省（2014）食品ロス削減に向けて ～NO-FOODLOSS PROJECT の推進～.
- [79] 日本有機資源協会 website. 平成 26 年度食品ロス削減のための商慣習検討ワーキングチーム、http://www.jora.jp/biomas_sougouriyu/workingteam.html (Accessed 2014-November-10).
- [80] 農林水産省 web site. フードバンク.
http://www.maff.go.jp/j/shokusan/recycle/syoku_loss/foodbank/index.html (Accessed 2014-November-10).

- [81] 三菱総合研究所（2010）平成 21 年度フードバンク活動実態調査報告書.
- [82] 消費者庁 website. 食べもののムダをなくそうプロジェクト、
http://www.caa.go.jp/adjustments/index_9.html (Accessed 2014-November-10).
- [83] 松本市 website. みんなで減らそう食品ロス、
http://www.city.matsumoto.nagano.jp/shisei/kankyojoho/syokuhin_loss.html (Accessed 2014-November-10).
- [84] 長野県 website. 食べ残しを減らそう県民運動、
<http://www.pref.nagano.lg.jp/haikibut/kurashi/recycling/shigen/kenminundo/index.html> (Accessed 2014-November-10).
- [85] おいしいふくい食べきり運動 website. <http://info.pref.fukui.lg.jp/junkan/tabekiri/> (Accessed 2014-November-10).
- [86] 農林水産省. 食品ロスの削減・食品廃棄物の発生抑制、
http://www.maff.go.jp/j/shokusan/recycle/syoku_loss/index.html (Accessed 2014-November-10).
- [87] The International Organization for Standardization (2006) ISO14040:2006
Environmental management –Life cycle assessment–Principles and framework.
- [88] The International Organization for Standardization (2006) ISO14044:2006
Environmental management –Life cycle assessment–Requirements and guidelines.
- [89] 日本規格協会（2010）JIS Q 14040:2010 環境マネジメントーライフサイクルアセスメントー原則及び枠組み.
- [90] 日本規格協会（2010）JIS Q 14044:2010 環境マネジメントーライフサイクルアセスメントー要求事項及び指針.
- [91] The International Organization for Standardization (2006) ISO14064-1:2006
Greenhouse gases –Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals.
- [92] The International Organization for Standardization (2006) ISO14064-2:2006 (2006)
Greenhouse gases –Part 2: Specification with guidance at the project level for quantification, monitoring and reporting of greenhouse gas emission reductions or removal enhancements.
- [93] The International Organization for Standardization (2006) ISO 14064:2006 (2006)
Greenhouse gases –Part 3: Specification with guidance for the validation and verification of greenhouse gas assertions.
- [94] 日本規格協会（2010）JIS Q 14064-1:2010 温室効果ガスー第 1 部：組織における温室効果ガスの排出量及び吸収量の定量化及び報告のための仕様並びに手引.
- [95] 日本規格協会（2011）JIS Q 14064-2:2011 温室効果ガスー第 2 部：プロジェクトにおける温室効果ガスの排出量の削減又は吸収量の増加の定量化、モニタリング及び報告のための仕様ならびに手引.

- [96] 日本規格協会 (2011) JIS Q 14064-3:2011 温室効果ガス—第 3 部：温室効果ガスに関する主張の妥当性確認及び検証の仕様並びに手引。
- [97] Cherubini F., Bargigli S., Ulgiati S. (2009) Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies, *Energy* 34 (12):2116–2123.
- [98] Bastian L., Yano J., Hirai Y., Sakai S. (2013) Greenhouse gas emissions from biogenic waste treatment: options and uncertainty, *Journal of Material Cycles and Waste Management* 15 (1):49–60.
- [99] Møller J., Boldrin A., Christensen T. H. (2009) Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gas and global warming contribution, *Waste Management and Research* 27 (8):813–824.
- [100] Morris J., Matthews H. S., Morawski C. (2013) Review and meta-analysis of 82 studies on end-of-life management methods for source separated organics, *Waste Management* 33 (3):545–551.
- [101] Bernstad A., Jansen J. la C. (2012) Review of comparative LCAs of food waste management systems – Current status and potential improvements, *Waste Management* 32 (12):2439–2455.
- [102] Fruergaard T., Astrup T. (2011) Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective, *Waste Management* 31 (12):572–582.
- [103] Bernstad A., Jansen J. la C. (2011) A life cycle approach to the management of household food waste – A Swedish full-scale case study, *Waste Management* 31 (8):1879–1896.
- [104] Eriksson O., Reich M. C., Frostell B., Björklund A., Assefa G., Sundqvist J. –O., Granath J., Baky A., Thyselius L. (2005) Municipal solid waste management from a systems perspective, *Journal of Cleaner Production* 13:241–252.
- [105] Cherubini F., Bargigli S., Ulgiati S. (2008) Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy. *Waste Management* 28 (12):2552–2564.
- [106] Koroneos C. J., Nanaki E. A. (2012) Integrated solid waste management and energy production – a life cycle assessment approach: the case study of the city of Thessaloniki. *Journal of Cleaner Production* 27:141–150.
- [107] 田原聖隆、稲葉敦、坂根優、小島紀徳 (2004) 都市ごみ処理における生ごみ分別処理の効果、*廃棄物学会論文誌* 15 (4):276–282.
- [108] 酒井伸一、平井康宏、吉川克彦、出口晋吾 (2005) バイオ資源・廃棄物の賦存量分布と温室効果ガスの視点からみた厨芥利用システム解析、*廃棄物学会論文誌* 16 (2):173–187.
- [109] 独立行政法人産業技術総合研究所ライフサイクルアセスメント研究センター (2006) LCA 手法による地域施策評価の実務。
- [110] 荒巻俊也、石井暁、園田隼也、加用千裕、花木啓祐 (2007) 廃棄物系バイオマスの利用ポテンシャルの将来予測と温室効果ガス排出削減効果の解析 ～都市湿系バイオマスと建設発生木材を対象として、*地球環境* 12:201–207.

- [111] Inaba R., Nansai K., Fujii M., Hashimoto S. (2010) Hybrid life-cycle assessment (LCA) of CO₂ emission with management alternatives for household food waste in Japan, *Waste Management & Research* 28 (6):496–507.
- [112] Takata M., Fukushima K., Kino-Kimata N., Nagao N., Niwa C., Toda T. (2012) The effects of recycling loops in food waste management in Japan: Based on the environmental and economic evaluation of food recycling, *Science of the Total Environment* 432:309–317.
- [113] Skovgaard M., Hedal N., Villanueva A., Andersen F. M., Larsen H. (2008) Municipal waste management and greenhouse gases. ETC/RWM working paper.
- [114] Bakas I., Sieck M., Hermann T., Andersen F. M., Larsen H. (2011) Projections of municipal waste management and greenhouse gases. ETC/SCP working paper.
- [115] 環境省 (2009) 3R による天然資源消費抑制効果・環境負荷低減効果について.
- [116] 環境省 (2010) 3R による環境負荷低減効果について.
- [117] 松田健士, 矢野順也, 平井康宏, 酒井伸一, 山田一男, 荻内守, 堀寛明 (2010) 厨芥類の発生抑制と再資源化のトレードオフを考慮した家庭系廃棄物処理のライフサイクル分析, *日本 LCA 学会論文誌* 6 (4):280–287.
- [118] Lundqvist J., de Fraiture C., Modeln D. (2008) Saving Water: From Field to Fork -Curbing Losses and Wastage in the Food Chain.
- [119] 南斉規介、森口祐一、東野達:産業連関表による環境負荷原単位データブック (3EID) (2002) http://www.cger.nies.go.jp/publications/report/d031/jpn/index_j.htm (Accessed 2013-November-26)
- [120] 一般社団法人産業環境管理協会. CFP プログラム <http://www.cfp-japan.jp/> (Accessed 2013-November-26)
- [121] 南斉規介、森口祐一、東野達 (2002) 環境負荷原単位と品目別国内生産額との対応表 2000 年版 (3EID 付表).
- [122] 社団法人プラスチック処理促進協会 (2009) 石油化学製品の LCI データ調査報告書<更新版>.
- [123] 社団法人プラスチック処理促進協会 (2000) 樹脂加工におけるインベントリデータ調査報告書 —汎用樹脂加工製品を中心として—.
- [124] Gentil E., Gallo D., Christensen T. H. (2011) Environmental evaluation of municipal waste prevention,” *Waste Management* 31 (12):2371–2379.
- [125] Davis J., Sonesson U. (2008) Life cycle assessment of integrated food chains —a case study of two chicken meals. *International Journal of Life cycle assessment* 13:574–584.
- [126] Williams H., Wikström F. (2010) Environmental Impact of Packaging and Food Losses in a Life Cycle Perspective: A Comparative Analysis of Five Food Items. *Journal of Cleaner Production* 19 (1):43–48.

- [127] Matsuda T., Yano J., Hirai Y., Sakai S. (2012) Life-cycle greenhouse gas inventory analysis of household waste management and food waste reduction activities in Kyoto, Japan. *International Journal of Life Cycle Assessment* 17 (6):743–752.
- [128] Munesue Y., Masui T., Fushima T. (2014) The effects of reducing food losses and food waste on global food insecurity natural resources and greenhouse gas emissions. *Environmental Economics and Policy Studies* (Online first).
- [129] Evangelisti S., Lettieri P., Borello D., Clift R. (2014) Life cycle assessment of energy from waste via anaerobic digestion: A UK case study, *Waste Management* 34 (1):226–237.
- [130] Lundie S., Peters G. M. (2005) Life cycle assessment of food waste management options, *Journal of Cleaner Production* 13 (3):275–286.
- [131] IPCC 2006 (2007) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

3. バイオマスプラスチックによる素材代替効果解析

3.1. 背景と目的

2008－2010 年度の平均値として、家庭ごみ発生量 543.8 g/日/人 (1,326 g/日/世帯) のうち[132, 133]、プラスチック製容器包装は 6.7%を占める。即ち、家庭由来の廃プラスチック製容器包装の発生量は約 170 万 ton/yr に相当する。このプラスチック製容器包装はプラスチック製容器包装リサイクル法に従い、地方自治体により分別収集されている。図 3-1 にその処理フローを整理したが、発生量の 39.3%が分別されリサイクルされている。自治体は収集した廃プラスチック製容器包装を不純物の除去、ベール化を経て再資源化業者に委託する[134]。また、市民により分別されず混合ごみとして収集された一部廃プラスチック製容器包装については、自治体により焼却等により処理される。

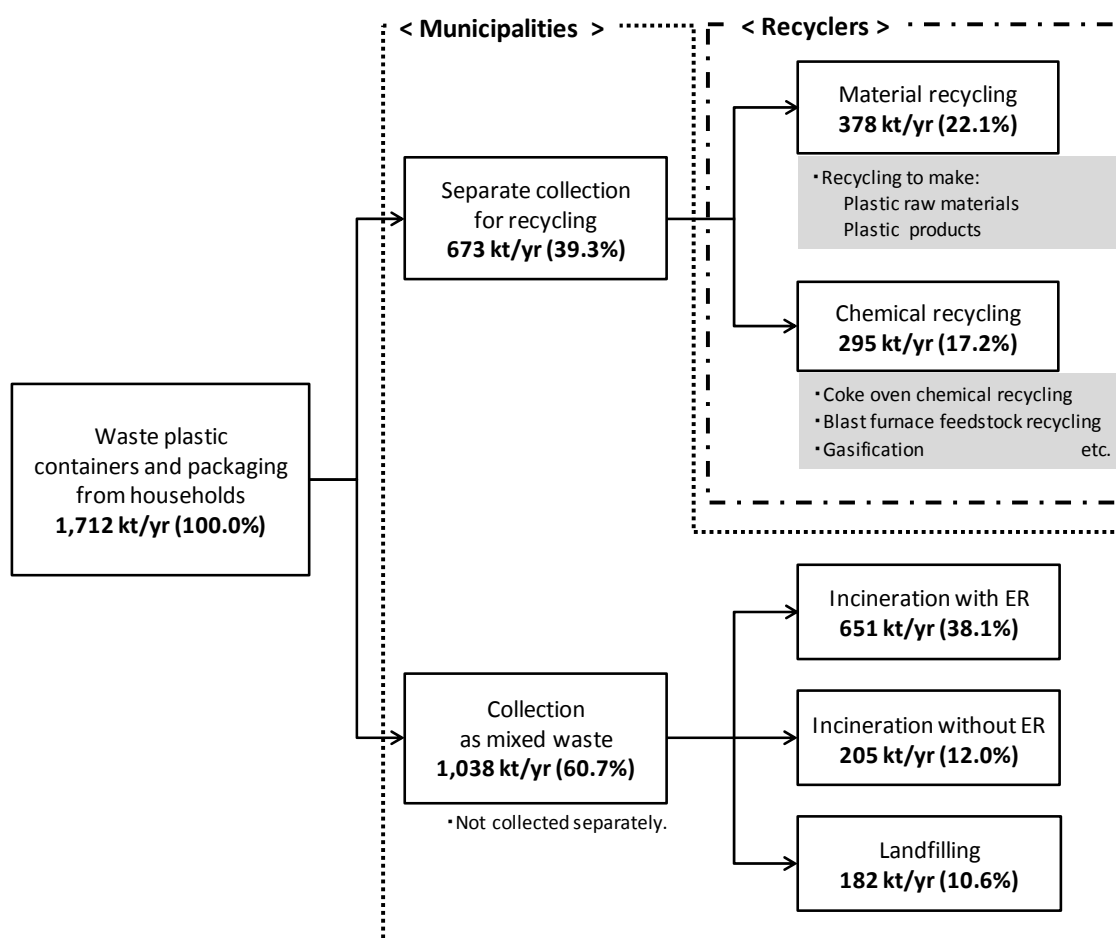


図 3-1 家庭から排出された廃プラスチック製容器包装の処理フロー[132, 133, 135, 136]

※ER:エネルギー回収。

※廃プラスチック製容器包装と異なる回収ルートを持つ PET ボトルは除く。

※分別されずに混合収集された廃プラスチック製容器包装の処理フローは国内の MSW 処理内訳と同じと仮定して按分。

廃プラスチック製容器包装由来の GHG 排出量を削減するためには、リサイクルの促進に加え従来の化石資源由来のプラスチックからバイオマスプラスチックへの素材代替が効果的と考えら

れる。様々な種類のバイオマスプラスチックが世界中で近年開発され、使用され始めている[137–140]。

LCA はプラスチック製容器包装のリサイクルに関する環境負荷を定量的に評価する手法としても有効であり[134, 141, 142]、バイオマスプラスチックに対しても同様である。Bohlmann [143]は polypropylene (PP)素材、トウモロコシを原料とした polylactide (PLA)素材のプラスチック包装の LCA を実施している。処理方法を埋立とした解析結果として、PLA 素材の方が PP 素材よりも化石エネルギー消費量は少なく、GHG 排出量は同程度であることを明らかにした。また、Vidal ら[144]は、トウモロコシを原料とした PLA、トウモロコシおよびジャガイモを原料とした polycaprolactone (PCL)素材の多層フィルムの環境影響を PP 素材と比較し、酸性化等の環境影響領域よりも地球温暖化が素材により大きく影響されることを示した。また、Vidal らは、生分解性のバイオマス素材は焼却されればカーボンニュートラルな CO_2 を排出するが、埋立あるいは堆肥化では生物分解により CH_4 を排出することから、廃棄段階の重要性を指摘している。多くの既往研究ではバイオマスプラスチックの廃棄方法として埋立、焼却と堆肥化を想定しており[145–147]、メタン発酵をシナリオに含めた LCA は Piemonte [148]の研究等僅かである。また、既往の LCA 研究ではフードパックやボトル容器等特定の製品を対象にしており、様々な使用済み製品の混合物である家庭から排出された廃プラスチック製容器包装に着目した研究は見られなかった。

そこで、本章では家庭由来の廃プラスチック製容器包装の素材を化石資源由来からバイオマスプラスチックに代替することによるライフサイクル GHG 削減効果を定量化することを目的とした。具体的な解析内容はまず、プラスチック製容器包装を分類し、その分類別に素材代替率を設定した。そして、様々な廃棄方法を想定したシナリオ分析を行った。バイオマスプラスチック素材は、PLA100%もしくは PLA と polybutylene succinate adipate (PBSA)の混合物のいずれかとした。

3.2. バイオマスプラスチックへの素材代替設定

バイオマスプラスチックへの素材代替率の設定手順を図 3-2 に示した。まず、京都市家庭ごみ細組成調査の分類[149]を元にプラスチック製容器包装を大分類として 8 分類し、さらに形状や用途に応じて中分類として 77 分類した。なお、PET ボトルは異なる回収、リサイクルルートをとるため対象外とした。

Medium classification	Detailed classification	Material composition (%)					Possibility of replacement
		PE	PP	PS	PET	...	
Beverage bottles	PET bottle				100.0%		No
	Non PET bottle	92.2%		7.8%			No
Cups	Transparent food cup		32.5%	49.2%	18.3%		100% PLA
	Foam food cup			100.0%			100% PLA
						
Packs	Egg pack			72.8%	27.2%		100% PLA
	Transparent food pack	16.2%	16.2%	49.2%	18.3%		100% PLA
						
Bags	Trash bag	50.0%	50.0%				PLA+PBSA
						

77 subgroups of items were classified into 8 groups (excluding beverage PET bottles) based on waste composition survey (Kyoto City Environmental Policy Bureau, 2008).

Determine material composition of each item based on waste composition survey (Kyoto City Environmental Policy Bureau, 2008)

Determine whether material replacement is possible considering 1) durability, 2) ability to act as a gas barrier, 3) heat resistance, 4) impact resistance, and 5) flexibility.

図 3-2 素材代替率の設定手順

PLA100%もしくは重量ベースで PLA 素材 30%、PBSA70%の混合素材（以下、PLA+PBSA）を対象とするバイオマスプラスチック素材とした。PBSA の配合率は現在の技術水準を考慮して 70%とした。PBSA 添加にはレジ袋等のシートやフィルム状のプラスチック製品の柔軟性を高める機能がある。PLA、PBSA はいずれも生分解性であるが、PLA はトウモロコシ原料、PBSA は化石資源由来である。バイオマス素材への素材代替の可否は、次にあげる 5 つの機能に基づき定性的に設定した。素材代替率は Eq. 3-1 に基づき算出し、表 3-1 のとおり設定した。

- 1) 耐久性
- 2) ガスバリア性
- 3) 耐熱性
- 4) 耐衝撃性
- 5) 柔軟性

$$R_{i,j} = \frac{\sum W r_i}{\sum W t_i} \times 100 \quad \text{Eq. 3-1}$$

- i : プラスチック製品分類
 j : バイオマスプラスチック（PLA100%あるいは PLA+PBSA）
 $R_{i,j}$: 製品分類 i のバイオマスプラスチック j への素材代替率（wt%）
 $W r_i$: 製品分類 i のうち、素材代替可能な重量（t-wet）
 $W t_i$: 製品分類 i の全重量（t-wet）

表 3-1 プラスチック製容器包装製品分類別の素材代替率

	品目	組成	素材代替率		化石素材
			100% PLA	PLA+PBSA	Fossil-derived
容器類	食品トレイ	1.9	100.0	0.0	0.0
	食品容器	21.0	91.2	0.0	8.8
	日用品ボトル	5.2	100.0	0.0	0.0
	他容器	2.0	0.0	0.0	100.0
包装類	食品包装	30.2	0.0	69.0	31.0
	レジ袋	15.2	0.0	100.0	0.0
	他包装	19.5	43.0	57.0	0.0
	指定ごみ袋	5.1	0.0	100.0	0.0
Total		100.0	34.6	52.3	13.1

※組成 (composition) は分別収集前の家庭由来廃プラスチック製容器包装全量に対する組成割合。

ほとんどの容器類は PLA100%素材、包装類は PLA+PBSA となっている。86.9%の廃プラスチック製容器包装がバイオマス素材に代替されると仮定された。「その他容器」は耐久性の観点から素材代替不可とした。なお、バイオマスプラスチック素材代替前後の各プラスチック製容器包装の素材構成は附録 4 に纏めた。

3.3. 機能単位

一般的に PLA や PBSA 樹脂の密度は化石資源由来の樹脂より大きい。Madival らの研究[147]では苳パックを PLA 製にすることで重量が 22.3%増加したとしている。IFEU-Heidelberg[146]や Khoo ら[150, 151]も化石資源由来の素材とバイオマスプラスチックの重量の違いを考慮した解析としている。この他、Bohlmann も容積ベースの機能単位を使用した[143]。したがって、本解析の機能単位も素材密度の違いを考慮し、容積ベースで設定した。即ち、機能単位は「家庭由来のプラスチック製容器包装 1 m³の生産と廃棄」とした。また、プラスチック製容器包装製品の密度はペレット樹脂の密度に比例すると仮定した。

家庭から排出される廃プラスチック製容器包装の性状を表 3-2 に示した。素材代替による廃棄物の含水率および灰分の変化はないと仮定している。PLA、PBSA の元素組成は、化石資源由来の素材と比較して酸素割合が高く炭素割合が低い。したがって、バイオマスプラスチックは化石資源由来のプラスチックと比較して LHV が低い結果となった。

表 3-2 家庭由来の廃プラスチック製容器包装の性状

			Existing case	Biomass-based replacement case
素材代替率	PLA100%	dry%	0.0	34.6
	PLA+PBSA	dry%	0.0	52.3
樹脂密度		tonne/m	0.98	1.21
低位発熱量		MJ/t-wet	38,254	23,490
含水率		wt%	7.7	7.7
灰分		wt%	1.9	1.9
可燃分		wt%	90.4	90.4
	化石由来 C	wt%	74.6	32.6
	バイオマス由来 C	wt%	0.0	22.7

3.4. シナリオ設定

素材代替のない「現状ケース (existing case)」と表 3-1 に示した素材代替率でバイオマスプラスチックへ素材代替を行う「素材代替ケース (replacement case)」を設定した。さらに、廃プラスチック製容器包装の処理方法別に表 3-3 に示した 5 シナリオを設定した。S1 シナリオは我が国の 2008-2010 年度の処理実績の平均値を元に設定した現状シナリオである[132, 133, 135, 136]。廃プラスチック製容器包装の素材構成は処理方法に依らず一定と仮定した。S1 シナリオでは 39.3%の廃プラスチック製容器包装が分別収集され、マテリアルリサイクル (MR: material recycling) あるいはケミカルリサイクル (CR: chemical recycling) により処理、残りの 60.7%は混合ごみとして収集され処理される。再生ペレット樹脂製造を MR 技術、コークス炉還元および高炉還元、ガス化を CR 技術として選択した。油化も CR 技術の 1 つであるが、2010 年度において収集した廃プラスチック製容器包装に対して僅か 0.5%しか処理されていないため対象外とした。処理方法とその代替物は表 3-4 に示した。

表 3-3 設定シナリオと処理方法構成

Existing case		S1	S2		
Separate collection					
MR	再生ペレット樹脂製造	22.1%	22.1%		
CR	コークス炉還元	1.9%	1.9%		
	高炉還元	10.7%	10.7%		
	ガス化	4.6%	4.6%		
Collection as mixed waste					
ER	焼却+ER	38.1%	60.7%		
No use	単純焼却	12.0%	0.0%		
	埋立	10.6%	0.0%		
Biomass-based replacement case		S3	S4	S5	
Separate collection					
CR	水蒸気加水分解法 (PLA to PLA)	22.1%	22.1%	0.0%	
ER	超高温可溶化＋ 乾式メタン発酵	17.2%	17.2%	39.3%	
Collection as mixed waste					
ER	焼却+ER	38.1%	60.7%	38.1%	
No use	単純焼却	12.0%	0.0%	12.0%	
	埋立	10.6%	0.0%	10.6%	

※MR：マテリアルリサイクル、CR：ケミカルリサイクル、ER：エネルギー回収

表 3-4 廃プラスチック製容器包装の処理方法と代替物

Treatment method		Substitution for	Specific features
<i>Existing case</i>			
MR	再生ペレット樹脂製造	バージンペレット樹脂	代替率：50%
CR	コークス炉還元	原料炭、C 重油、オイル コークス、BTX	
	高炉還元	原料炭、C 重油	
	ガス化	C 重油	
<i>Biomass-based replacement case</i>			
CR	水蒸気加水分解法 (PLA to PLA)	バージン PLA 樹脂	代替率：100%
ER	超高温可溶化+ 乾式メタン発酵	電力	ガスエンジン発電 (発電効率 37.3%)
<i>Both cases</i>			
ER	焼却+ER	電力	蒸気発電 (発電効率 10.0%)
-	単純焼却	なし	
	埋立	なし	

※BTX：ベンゼン、トルエン、キシレン。

素材代替ケースにおいて、PLA 素材は LHV が低く還元能力も低いいため、既存の CR 技術である高炉還元や焼却処理時の ER には適していない[152]。そのため、新たなリサイクルシステムが必要となる。本解析ではリサイクル技術として、バイオインダストリー協会により開発された水蒸気加水分解法[153, 154]と、京都高度技術研究所 (ASTEM) により 2007–2009 年度のバイオサイクルプロジェクトで実証研究された超高温可溶化を組み合わせた高温乾式メタン発酵技術[155]を選択した。水蒸気加水分解法は PLA 素材の製品から PLA 樹脂をリサイクルする CR 技術であり、超高温可溶化を組み合わせた高温乾式メタン発酵は PLA 製品からバイオガスを得る ER 技術であり、高温乾式メタン発酵のみでは分解しづらい PLA 素材を、発酵の前段において 80℃ の条件下で可溶化処理させることで分解を促進させる。本解析では、水蒸気加水分解法が既存 (S1 シナリオ) の MR 技術を、超高温可溶化メタン発酵技術が CR 技術をそれぞれ代替するシナリオを S3 シナリオとした。さらに、水蒸気加水分解法よりも超高温可溶化メタン発酵の方が GHG 削減原単位は大きいことから、超高温可溶化メタン発酵による GHG 削減ポテンシャルを明らかにするために、本技術のみを採用する S5 シナリオも設定した。なお、既往研究においては堆肥化も埋立と比較して環境負荷を低減できることが指摘されている[144, 146]。しかし、市民がバイオマスプラスチックと化石資源由来のプラスチックを識別することは難しいと考えられ、不純物の混入は堆肥の品質上望ましくないことから、本解析では堆肥化は対象外とした。

また、廃棄物の適正処理の優先順位からは埋立や ER を伴わない焼却処理は望ましくなく、ER は素材代替に拘わらず推進すべきである。したがって、S2 シナリオ、S4 シナリオとして混合ごみとして収集された廃プラスチック製容器包装が全量 ER を伴う焼却処理により処理されるシナリオも設定した。

3.5. システム境界

図 3-3 に示したプロセスフローのとおり、システム境界はプラスチック樹脂の生産から最終処分までとし、市民の使用過程は対象外とした。PLA ペレット樹脂の生産に関連して、トウモロコシの栽培をシステム境界に含めた。現状として我が国の PLA 樹脂は米国から輸入されているため、トウモロコシ栽培及び PLA 樹脂製造は米国で行われるとした。プラスチック樹脂からのプラスチック製容器包装製品の成形プロセスはバイオマスプラスチック、化石資源由来プラスチックいずれにおいても同様の生産ラインで生産され差はないと仮定し、対象外とした。

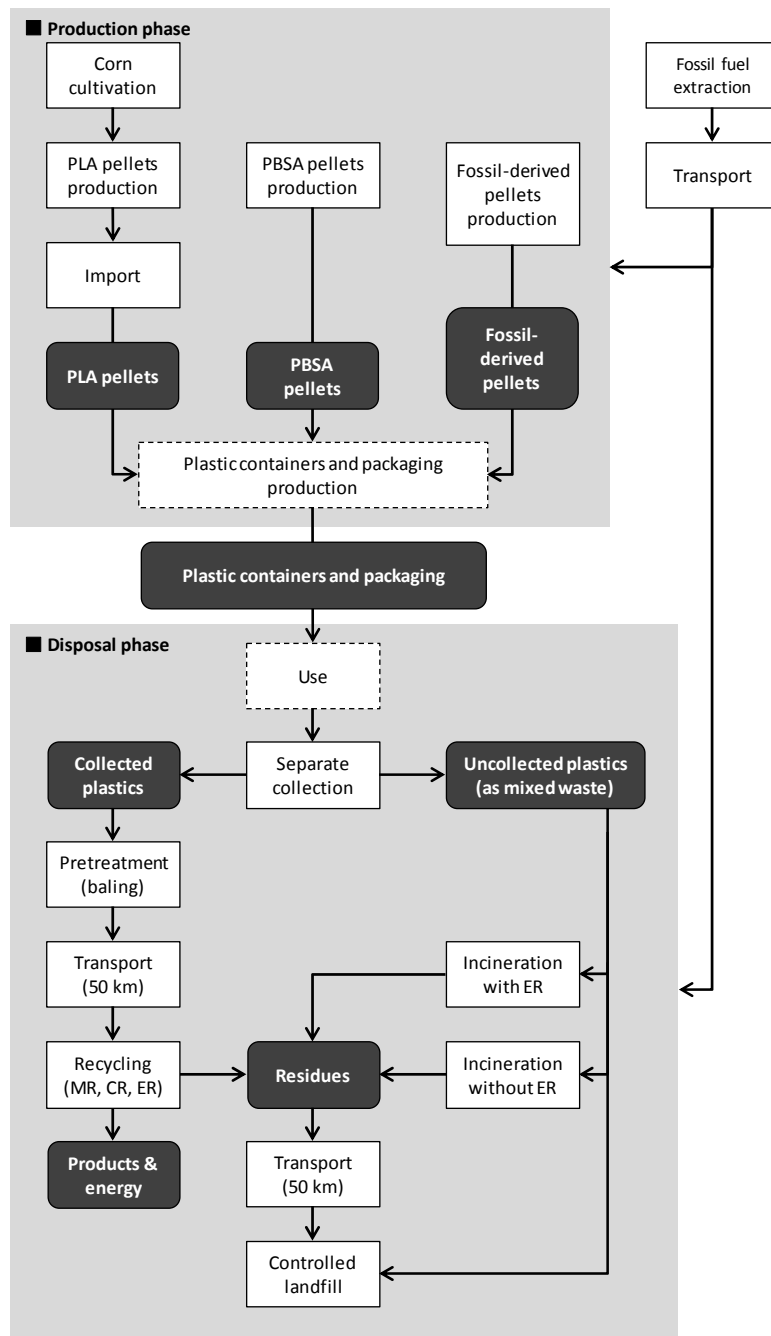


図 3-3 プラスチック製容器包装の生産～廃棄プロセスフロー図

※白抜きセル：プロセス、黒塗りセル：製品・エネルギー、点線セル：解析対象外としたプロセス。

3.6. 環境影響領域

地球温暖化を評価する環境影響領域とし、CO₂、CH₄並びに N₂O 排出量を GHG として計上し、GWP100 年値（CO₂:1、CH₄:25、N₂O:298）[156]を用いて特性化した。バイオマス由来の CO₂ はカーボンニュートラルとして未計上である。

3.7. プロセス設計

単位プロセスの主要な設定パラメータを附録 5 に纏めた。各単位プロセスの詳細は以下で説明する。

3.7.1. プラスチック樹脂製造

LDPE や HDPE、PP 等の化石資源由来のプラスチック樹脂製造プロセスは PWMI のインベントリデータを用いた[157]。

トウモロコシ栽培～PLA 樹脂製造プロセスは米国ネイチャーワークス社のインベントリデータを使用した[139]。同社のトウモロコシ栽培を含む PLA 樹脂製造時の GHG 排出原単位は 2003 年時点で $1.80 \text{ kg-CO}_2\text{eq/kg-PLA}$ [158]であったが 2009 年には $1.26 \text{ kg-CO}_2\text{eq/kg-PLA}$ [139]に向上した。本解析では現在の技術水準を反映した後者を用いた。米国から日本への輸送は船舶輸送とした。

PBSA 樹脂製造プロセスの GHG 排出量については、データが得られなかったことから、化石資源由来ペレット樹脂製造プロセスの GHG 排出量[157]の平均値 $1.60 \text{ kg-CO}_2\text{eq/kg-PBSA}$ を用いた。

3.7.2. 廃プラスチック製容器包装収集

廃プラスチック製容器包装は週 1 回分別収集され、市民により分別されなかった分は週 2 回収の家庭ごみとして混合収集されるとし、収集車の軽油消費量を計上した。

3.7.3. 化石資源プラスチックのマテリアルリサイクル(MR)

MR 技術として、廃プラスチックは再生ペレット樹脂にリサイクルされるとし、バージンペレットとの代替率は 50%とした[159]。インベントリデータは日本容器包装リサイクル協会 (JCPRA) の報告書[160]ならびに JLCA-LCA データベース[161]の値を用いた。

3.7.4. 化石資源プラスチックのケミカルリサイクル(CR)

CR 技術としてはコークス炉還元、高炉還元、ガス化技術を設定し、JCPRA の報告書[160]のインベントリデータを用いた。コークス炉還元ではコークス、重油、オイルコークス、BTX（ベンゼン、トルエン、キシレン）を代替、高炉還元ではコークスと重油を代替するとした。

3.7.5. バイオマスプラスチックの水蒸気加水分解法

水蒸気加水分解法はバイオインダストリー協会らにより開発された手法であり、報告書のインベントリデータを用いた[153, 154]。まず、廃プラスチック製容器包装は 130°C の水蒸気処理により短時間でオリゴ乳酸へ変換し、次で乳酸へ溶解後にラクチド化、開環重合して PLA 樹脂へ再生する。再生 PLA 樹脂の収率は 90.3%である。なお、素材代替ケースにおいても廃プラスチック製容器包装には化石資源由来のプラスチックが含まれる。そのため、本プロセス後のそうした化石資源由来プラスチックは残渣としてエネルギー回収を伴う焼却処理により処理されるとした。

3.7.6. バイオマスプラスチックの超高温可溶化・高温乾式メタン発酵

一般的に、通常メタン発酵技術では PLA 素材は加水分解が進まずバイオガス化できない。そのため、PLA 素材のバイオマスプラスチックにも適用可能な技術として、超高温可溶化を組み合わせた高温乾式メタン発酵技術を採用した。メタン発酵の発酵方法は 55℃高温乾式発酵とした。まず、廃プラスチック製容器包装のバイオマス素材(PLA もしくは PBSA)は 80℃の可溶化槽において加水分解が進む。そして、加水分解された生分解性成分は発酵槽において分解しバイオガスを生成する。本技術は超高温可溶化による有機物の分解を促進しバイオガス発生量を増加、発酵残渣発生量を低減できる等のメリットもある[162, 163]。バイオマス素材の分解率は PLA 72.5%であり PBSA も同じと仮定した。バイオガス生成量は廃プラスチック製容器包装 1 m³当たり約 590 m³と算出され、CH₄濃度は 57%と仮定した。バイオガスは発電効率 37.3%のガスエンジン発電により発電利用するとし、全電力を代替するとした。メタン発酵残渣はエネルギー回収を伴い焼却処理されるとした。インベントリデータは ASTEM による実証データを用いた[155]。

3.7.7. 焼却処理

焼却処理施設での消費電力は、ごみ組成を反映できる国立環境研究所 (NIES) の回帰式[164]を用いた。焼却時の CO₂排出量は化石資源由来プラスチックならびに PBSA 素材中の C 元素組成から算出した。エネルギー回収を伴う焼却処理では、発電効率 10%の蒸気発電により発電するとし、焼却物の LHV に発電効率を乗じて発電量を算出、全電力を代替するとした。焼却残渣は埋立処理されるとした。

3.7.8. 埋立処理

埋立処理では進出水処理の電力消費、重機使用時の軽油消費を計上した。埋立地は準好気性条件とし、埋立ガス回収・利用はないとした。Kolstad らの分解率[165]を用いて、埋立地での分解による PBSA 由来の CO₂排出量ならびに PLA、PBSA 由来の CH₄排出量を算出した。

3.8. 解析結果と考察

各シナリオの解析結果を図 3-4 に示した。S1 シナリオではプラスチック樹脂製造、分別収集リサイクル、混合処理の内訳はそれぞれ 46.6%、14.9%、38.5%となった。混合処理の GHG 排出量は S1 の 1.24 ton-CO₂eq/m³ から、エネルギー回収の促進により S2 では 1.44 ton-CO₂eq/m³ まで増加する結果となった。

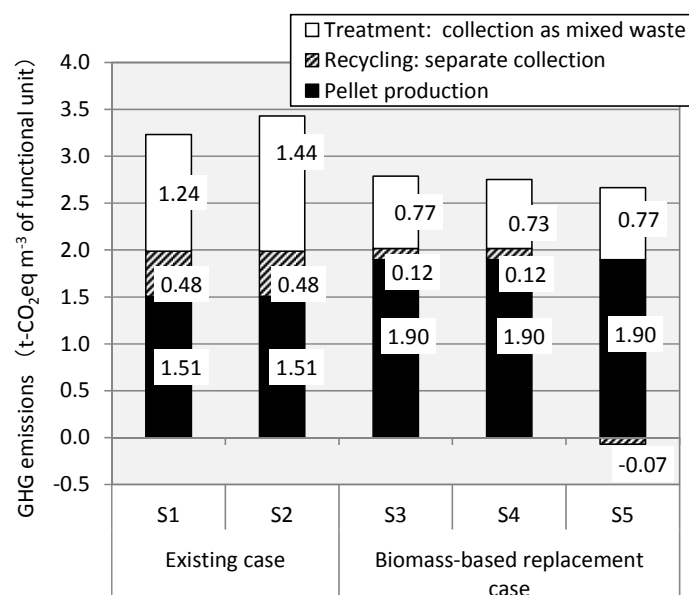
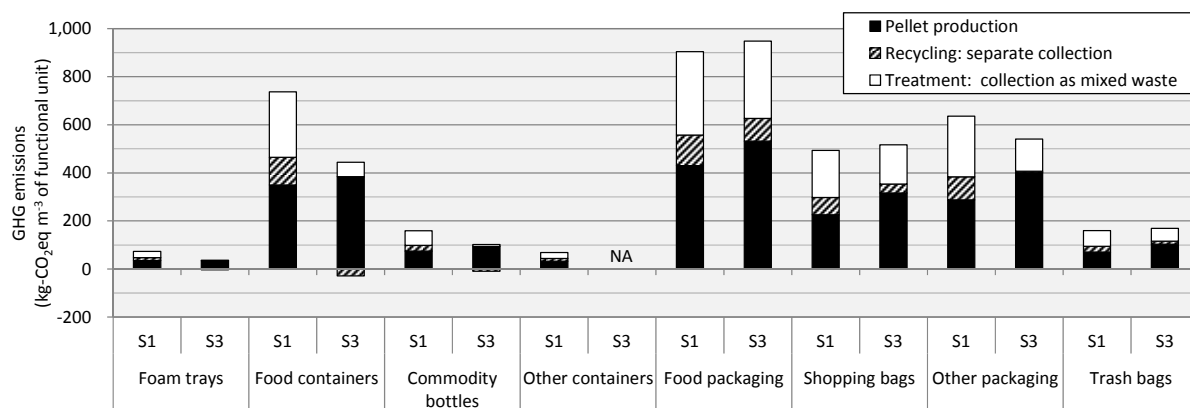


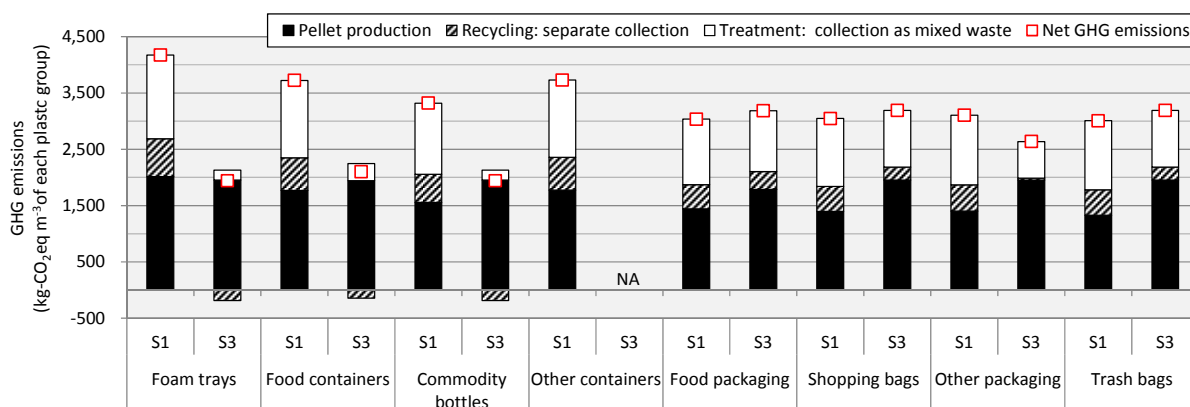
図 3-4 廃プラスチック製容器包装の処理シナリオ別 GHG 排出量推定結果

素材代替ケースでは、S3、S4 ならびに S5 は S1 と比較して 13.8–19.7%の GHG 排出量を削減できることが明らかとなった。プラスチック樹脂製造の GHG 排出量は 25.9%増加したが、分別収集リサイクル、混合処理の GHG 排出量は大きく減少した。後者は S1 の 1.24 ton-CO₂eq/m³ から S3 では 0.77 ton-CO₂eq/m³ まで減少した。これは、素材代替により、埋立による GHG 排出量は 0.12 ton-CO₂eq/m³ 増加するものの、エネルギー回収を伴わない焼却処理では 0.44 ton-CO₂eq/m³、伴う焼却処理では 0.15 ton-CO₂eq/m³ まで GHG 排出量を削減できたためである。最も正味 GHG 排出量が低い S5 は 2.60 ton-CO₂eq/m³ の正味 GHG 排出量となり、うちメタン発酵は負値、即ち 0.07 ton-CO₂eq/m³ の GHG 削減効果が期待される結果となった。

プラスチック製品別の GHG 排出量は図 3-5 に示したとおり幅がある。素材代替効果として、バイオマスプラスチックの容器類は大きな GHG 排出量削減が見込まれるのに対し、包装類は樹脂製造、PBSA 素材焼却時の CO₂ 排出量等のために GHG 排出量が増加する傾向を示した。廃プラスチック製容器包装の最も大きな割合を占める食品容器は S1 の正味 GHG 排出量の 10.0%に相当する 321 kg-CO₂eq/m³ の GHG 削減が期待されることから、素材代替が最も効果的な製品であることが明らかとなった。



(a)



(b)

図 3-5 S1 および S3 シナリオのプラスチック製品別の GHG 排出量：

(a) 機能単位 1 m³ の廃プラスチック製容器包装当たり、 (b) 1 m³ の各プラスチック製品当たり
 ※「その他容器」は素材代替がないため「NA」と表記。
 ※図 3-5 (a) は廃プラスチック製容器包装全量に対する各製品の組成割合（表 3-1 参照）を考慮した GHG 排出量。

現状ケースでは、混合処理の GHG 排出量は S2 の方が S1 より増加した。これは埋立から焼却処理へのシフトによる化石資源プラスチック由来の CO₂ 排出量の増加量が、焼却発電による GHG 削減効果を上回ったためである。一方、素材代替ケースで、混合処理の GHG 排出量は S3 と S4 の間に大きな差が見られなかった。これは PBSA 焼却由来の CO₂ 排出、PBSA 埋立由来の CO₂ 及び CH₄ 排出により、焼却及び埋立いずれの処理に置いても GHG が排出されるためである。

GHG 排出量と分別収集率の関係を示した図 3-6 のとおり、素材代替が廃プラスチック製容器包装の処理システムに与える効果の程度は分別収集率により異なるものの、素材代替は分別収集率に寄らず GHG 削減に繋がることが確認された。実際にはリサイクルに適した品質等の制約はあるものの、仮に分別収集率が 100% となった際のポテンシャルは、S3 で 2.21 ton-CO₂eq/m³ の正味 GHG 排出量となり、S1 と比較して 31.9% の削減効果が期待される。

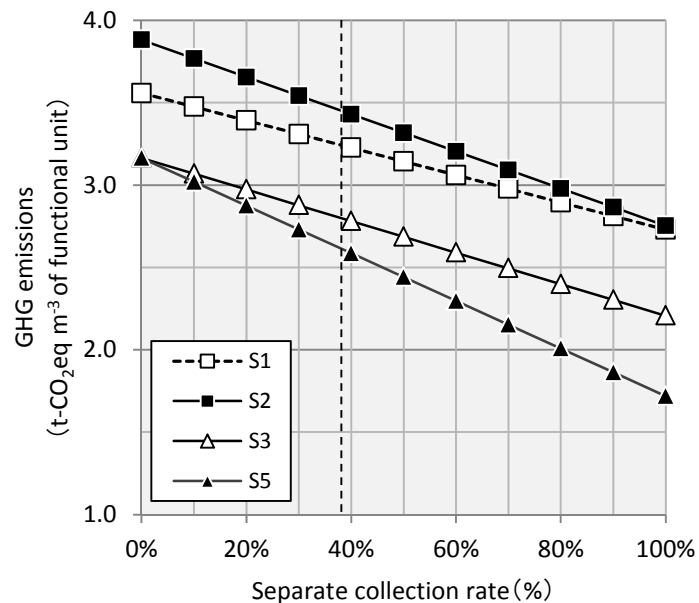


図 3-6 GHG 排出量と分別収集率の関係

※点線は 2008－2010 年度の我が国の分別収集率平均値 39.3%

各シナリオの廃プラスチック製容器包装の混合処理およびリサイクルの GHG 排出原単位を表 3-5 に示した。S1 と S2 のリサイクルによる GHG 排出原単位はいずれも 1.22 ton-CO₂eq/m³ となったが、混合処理の GHG 排出原単位はそれぞれ 2.05 ton-CO₂eq/m³、2.37 ton-CO₂eq/m³ であった。この結果は、現状ケースではエネルギー回収の促進により正味 GHG 排出量が増加する可能性があり、間接的に分別収集促進へのインセンティブとなり得ることを示唆している。素材代替ケース (S3、S4、S5) においてもリサイクルの GHG 排出原単位が混合処理よりも小さいことから、バイオマスプラスチックへの素材代替が実現した際にも分別リサイクルシステムを構築することが重要と言える。

表 3-5 廃プラスチック製容器包装の混合処理およびリサイクルの
GHG 排出原単位 (ton-CO₂eq/m³)

	Existing case		Biomass-based replacement case		
	S1	S2	S3	S4	S5
Treatment: collection as mixed waste	2.05	2.37	1.27	1.21	1.27
Recycling: separate collection	1.22	1.22	0.31	0.31	-0.18

素材代替効果の大きさはリサイクル技術の影響を受けることを忘れてはならない。そのため、バイオマスプラスチックのためのリサイクルシステムは様々な観点を考慮して慎重に構築する必要がある。例えば、水蒸気加水分解法によりバイオマスプラスチック樹脂のリサイクルにより、バージン樹脂の需要を抑制することが可能であり、PLA の原料であるトウモロコシの食料競合の懸念も低減できる。あるいは、バイオマス素材の廃プラスチック製容器包装であれば厨芥類と一緒にメタン発酵利用することも可能となろう。

本研究ではいくつかの処理・リサイクル技術を考慮しながら現状ケースとバイオマスプラスチックへの素材代替ケースを比較した。バイオマスプラスチックが社会に十分に普及するまでには一定の期間を有することから、化石資源由来のプラスチックとバイオマスプラスチックが共存する過渡期の処理システムも検討しなければならない。

3.9. 不確実性分析

本解析はいくつかの不確実性を有する。Clavreul ら[166]は廃棄物管理の LCA における不確実性を、Heijbregts ら[167]のフレームワークを用いて「解析モデルによる不確実性」、「シナリオによる不確実性」、「パラメータによる不確実性」に 3 分類した。例えば、任意の技術選択が「シナリオによる不確実性」に該当する。日本の焼却施設の平均発電効率 11.6%は EU の 21.6%[168]と比べると低い、これは日本の方が廃棄物の熱量が低いためである。Clavreul ら[166]はリサイクル時の代替率を「パラメータによる不確実性」の 1 つに挙げている。Nishijima ら[134]は廃プラスチック製容器包装の LCA において MR の代替率が最も感度の高いパラメータであると指摘している。本研究の不確実性を有するパラメータは PBSA 配合率、素材代替率、各プロセスのエネルギー消費量、MR の代替率、等が挙げられ、今後より詳細な不確実性の把握が必要である。

本研究では、PBSA を 70%配合したバイオマスプラスチック製容器製品が化石資源素材と比べ GHG 増加傾向を示したことを受け、PBSA 樹脂製造の GHG 排出原単位について不確実性分析を実施した。本解析では PBSA 樹脂製造の GHG 排出原単位は化石資源由来の樹脂製造時 GHG 排出原単位の平均値を用いている。化石資源由来の樹脂製造時の GHG 排出原単位は樹脂の素材によって 1.33–1.94 ton-CO₂eq/ton の幅を持つ[157]。実際の PBSA 樹脂製造時の GHG 排出量を得ることが困難であったことから、この幅を用いて不確実性分析を行った。結果は図 3-7 のとおり、PBSA 樹脂製造時の GHG 排出原単位が化石資源由来の原単位の変動幅に収まるようであれば、素材代替によるバイオマスプラスチック製容器製品の GHG 増加傾向は変わらないことが確認された。S3 のライフサイクル GHG 排出量は 2.66–2.94 ton-CO₂eq/m³ となり、デフォルト値に対して-4.5–5.5%の変動幅となる。

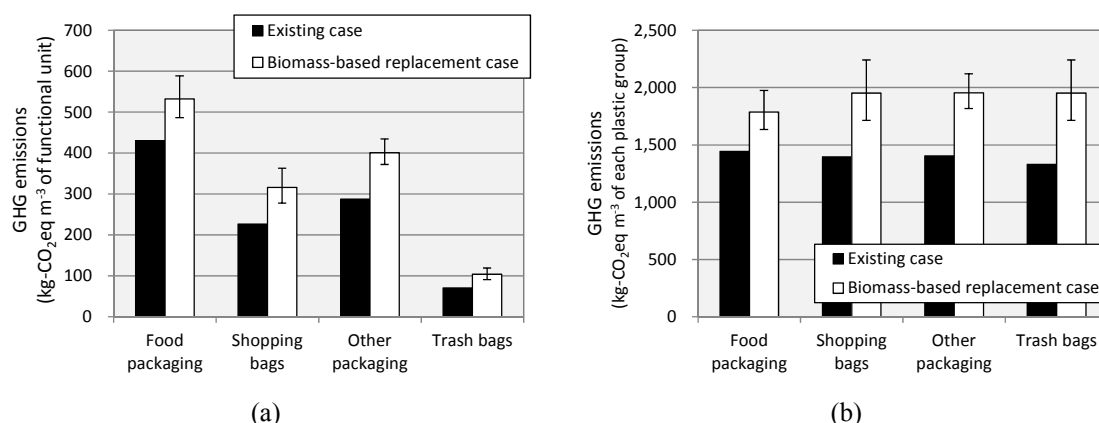


図 3-7 プラスチック樹脂製造プロセスの GHG 排出量の不確実性分析結果：
(a) 機能単位 1 m³ の廃プラスチック製容器包装当たり、 (b) 1 m³ の各プラスチック製品当たり

その他の不確実性としては以下が挙げられる。

- 1) 市民による分別のされ易さはプラスチック製容器包装製品毎に異なる（分別収集率は廃製品毎に異なる）と考えられる。
- 2) バイオマスプラスチックの樹脂製造やリサイクル技術は未だ開発途上にある。技術向上が進めば、素材転換に伴う GHG 排出量は将来低下すると考えられる。

3.10. 本章の結論

本研究ではプラスチック製容器包装のバイオマスプラスチック（PLA100%または PLA と PBSA の混合素材）への素材代替によるライフサイクル GHG 排出量削減効果を定量化し、以下のことが明らかとなった。

- ・ 現状の化石資源由来のプラスチック製容器包装の生産～処理・リサイクルシナリオ（S1）と比較して、素材代替により 14–20%の GHG を削減できる。
- ・ 素材代替に関わらず分別収集の促進が重要となる。分別収集率が 100%となったポテンシャルとして、素材代替による GHG 排出量は 2.21 ton-CO₂eq/m³ となり、S1 と比較して 32%の削減効果が期待できる。
- ・ 食品容器の素材代替は GHG 排出量を S1 から 10%削減可能なことから、食品容器の素材代替が最も効果的である。

素材代替による GHG 削減、即ち環境負荷の削減は OECD や EU 等の定義に照らし合わせれば 1 つの発生抑制策と言える。バイオマスプラスチックが社会に十分に普及するまでには一定の期間を有することから、化石資源由来のプラスチックとバイオマスプラスチックが共存する過渡期の処理システムも検討しなければならない。今後は不確実性分析の実施も加えながら、素材代替の促進の際に留意すべき要素やパラメータを明らかにすることが求められる。

<3 章の参考文献>

- [132] 環境省 (2010) 平成 21 年度容器包装廃棄物の使用・排出実態調査報告書.
- [133] 環境省 (2011) 平成 22 年度容器包装廃棄物の使用・排出実態調査報告書.
- [134] Nishijima A., Nakatani J., Yamamoto K., Nakajima F. (2012) Life cycle assessment of integrated recycling schemes for plastic containers and packaging with consideration of resin composition. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 14 (1):52–64.
- [135] 日本容器包装リサイクル協会 website. プラスチック製容器包装 リサイクルのゆくえ (平成 22 年度)、<http://www.jcpa.or.jp/recycle/recycling/recycling13/> (Accessed 2012-October-26).
- [136] PWMI (2012) Plastic Products, Plastic Waste and Resource Recovery [2012], PWMI Newsletter, 41. Plastic Waste Management Institute.
- [137] Siracusa V., Rocculi P., Romani S., Rosa M. D. (2008) Biodegradable polymers for food packaging: a review. *Trends in Food Science & Technology* 19:634–643.
- [138] Momani B. (2009) Assessment of the impacts of bioplastics: Energy use, fossil fuel usage, pollution, health effects, effects on the food supply, and economic effects compared to petroleum based plastics. An interactive qualifying project report submitted to the Faculty of the Worcester Polytechnic Institute.
- [139] Vink E. T. H., Davies S., Kolstad J. J. (2010) The eco-profile for current Ingeo® polylactide production. *Industrial Biotechnology* 6 (4):212–224.
- [140] Ammala A., Bateman S., Dean K., Petinakis E., Sangwan P., Wong S., Yuan Q., Yu L., Patrick C., Leong K. H. (2011) An overview of degradable and biodegradable polyolefins. *Progress in Polymer Science* 36:1015–1049.
- [141] Perugini F., Mastellone M. L., Arena U. (2005) A life cycle assessment of mechanical and feedstock recycling options for management plastic packaging wastes. *Environmental Progress* 24 (2):137–154.
- [142] Astrup T., Fruergaard T., Christensen T. H. (2009) Recycling of plastic: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research* 27 (8):861–870.
- [143] Bohlmann G. M. (2004) Biodegradable packaging life-cycle assessment. *Environment Progress* 23 (4):342–346.
- [144] Vidal R., Martínez P., Mulet E., González R., López-Mesa B., Fowler P., Fang J. M. (2007) Environmental assessment of biodegradable multilayer film derived from carbohydrate polymers. *Journal of Polymers and the Environment* 15:159–168.
- [145] Athena Sustainable Material Institute (2006) Life cycle inventory of five products produced from polylactide (PLA) and petroleum-based resins Summary report.
- [146] IFEU-Heidelberg (2009) Life cycle assessment of food packaging made of Ingeo™ biopolymer and (r) PET.

- [147] Madival S., Auras R., Singh S. P., Narayan R. (2009) Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology. *Journal of Cleaner Production* 17:1183–1194.
- [148] Piemonte V. (2011) Bioplastic waste: the best final disposition for energy saving. *Journal of Polymers and the Environment* 19:988–994.
- [149] 京都市環境政策局. 平成 19 年度家庭ごみ細組成調査報告書 (2008).
- [150] Khoo H. H., Tan R. B. H., Chng K. W. L. (2010) Environmental impacts of conventional plastic and bio-based carrier bags Part 1: Life cycle production. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15:284–293.
- [151] Khoo H. H., Tan R. B. H. (2010) Environmental impacts of conventional plastic and bio-based carrier bags Part 2: End-of-life options. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15:338–345.
- [152] Yano J., Hirai Y., Sakai S. (2011) Greenhouse gas reduction focused on utilization and treatment of biomass-based plastics in household waste. *Proceedings of 2011 World Congress of International Solid Waste Association (ISWA)*, 301–311. Daegu, South Korea, 17-20 October 2011.
- [153] バイオインダストリー協会 (2008) 農林水産省総合食料局平成 19 年度補助事業 バイオマスプラスチック容器包装再商品化システム検討事業報告書.
- [154] バイオインダストリー協会 (2010) 過熱水蒸気によるバイオマス由来ポリエステル樹脂のリサイクル・システムの開発に関するフィージビリティスタディ報告書 (要旨).
- [155] 京都高度技術研究所 (2010) 平成 21 年度環境省委託事業 地球温暖化対策技術開発事業 カーボンフリーBDF のためのグリーンメタノール製造及び副産物の高度利用に関する技術開発成果報告書.
- [156] IPCC (2007) *Climate change 2007 (AR4), Working group I report. The physical science basis.*
- [157] 社団法人プラスチック処理促進協会 (PWMI) (2009) 石油化学製品の LCI データ報告書 <更新版>.
- [158] Vink E. T. H., Rábago K. R., Glassner D. A., Gruber P. R. (2003) Application of life cycle assessment to NatureWorks™ polylactide (PLA) production. *Polymer Degradation and Stability* 80:403–419.
- [159] 環境省 (2011) プラスチック製容器包装の再商品化に伴う環境負荷の削減効果について.
- [160] 財団法人 日本容器包装リサイクル協会 (JCPR) (2007) プラスチック製容器包装再商品化手法に関する環境負荷等の検討.
- [161] LCA 日本フォーラム (2008) JLCA データベース ver. 4、<http://lca-forum.org/database/> (Accessed 2011-July-20).
- [162] 大隈省次郎、坪田潤、津野洋 (2012) 生ごみおよび紙の高温メタン発酵残渣に対する超高温可溶化処理の定量的評価、*廃棄物資源循環学会論文誌* 23 (5):224–231.

- [163] 矢野順也、平井康宏、酒井伸一、出口晋吾、中村一夫、堀寛明 (2011) 都市ごみ中の厨芥類および紙類の利用システムによる温室効果ガスの削減効果、廃棄物資源循環学会論文誌 22 (1):38-51.
- [164] 国立環境研究所 (NIES) (2008) バイオ資源・廃棄物等からの水素製造技術開発.
- [165] Kolstad J. J., Vink E. T. H., Wilde B. D., Debeer L. (2012) Assessment of anaerobic degradation of Ingeo™ polylactides under accelerated landfill conditions. *Polymer Degradation and Stability* 97:1131–1141.
- [166] Clavreul J., Guyonnet D., Christensen T. H. (2012) Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management & Research* 32 (12):2482–2495.
- [167] Huijbregts M. A. J. (1998) Application of uncertainty and variability in LCA, a general framework for the analysis of uncertainty and variability in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 3:273-280.
- [168] CEWEP (2012) CEWEP energy report. Confederation of European Waste-to-Energy Plants.
- [169] 中田哲也 (2011) 日本の輸入食料のフード・マイレージの変化とその背景 ―フード・マイレージからみた食料輸入構造の変化に関する考察―、*フードシステム研究* 18 (3):287–290.
- [170] 環境省 (2009) 温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル ver2.4 第Ⅱ編 温室効果ガス排出量の算定方法.
- [171] 土手裕、倉田幸善、丸山俊朗 (1999) 一般廃棄物処分場の運用による CO₂ 排出量に関する研究、第 10 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、1048–1050.
- [172] 稲葉陸太、橋本征二、森口祐一 (2005) 鉄鋼産業におけるプラスチック製容器包装リサイクルの LCA、*廃棄物学会論文誌*, 16 (6):467–480.
- [173] 環境省 (2006) 温室効果ガス排出量算定方法検討会；温室効果ガス排出量算定に関する検討結果.

4. 廃食用油を原料とするバイオ燃料の技術革新効果解析

4.1. 背景と目的

低炭素社会の実現に向けて、BDFのような現在世界中で生産されているバイオ燃料の一層の生産拡大が重要である。世界の輸送部門でのバイオ燃料消費量は2011年時点で1.3 Mboe/day (1.0 boe = 原油換算1バレル) にのぼり、2035年までに4.1 Mboe/daynまで増加すると予測されている。輸送用燃料需要全体に占める割合としては2011年で3%、2035年には8%に相当する。このうち、BDF消費量は2011年時点で0.4 Mboe/dayであり、2035年には1.1 Mboeに増加すると考えられている[174]。大豆等の食物資源からのバイオ燃料は、土地や食料生産用途での水消費との競合問題、土地利用まで加味することでGHG排出量が大きく変動すること等が指摘されている[175, 176]。そのため、廃棄物を含む食料競合のない原料からのバイオ燃料製造技術が近年世界中で開発されている[177–179]。

京都市では家庭からの廃食用油（使用済み天ぷら油）の回収活動が1998年から始まり、2004年にはBDF製造が開始されている。京都市により運用されているBDF製造施設は5 kL/day (1,500 kL/yr)の生産能力を有し、自治体運営の施設としては国内最大規模となる。製造技術は、脂肪酸メチルエステル（FAME: fatty acid methyl esters）から成るBDFの製造法としては一般的なアルカリ触媒法[180, 181]を採用している。2012年度には家庭系196 kL、事業系1,100 kLの廃食用油を原料として約1,300 kL/yrのBDFを製造した。家庭系廃食用油の市内賦存量は約1,140 kL/yrと推定されていることから、BDF製造のための回収率は約17%と推定される。製造されたBDFはB20（軽油へのBDF配合率20%）として市バス利用、またはB100（BDF100%）としてごみ収集車で利用している。

一方、大気汚染防止の観点からディーゼル車の排ガス規制に対する関心が世界的に高まっている[182]。表4-1に整理したとおり、日本もまた、NO_xやPM (particulate matter)等の排出規制が段階的に強化されてきている[183]。例えばNO_xの場合、3.5 ton以上の車両について2002–2004年の新短期排ガス規制は3.38 g-NO_x/kWhだったが、2005–2008年の新長期排ガス規制では2.00 g-NO_x/kWh、2009年以降のポスト新長期排ガス規制は0.700 g-NO_x/kWhにまで強化されている。しかし、FAMEタイプのBDF（FAME-BDF）の使用が車両不具合を生じることが指摘されている[184–186]。特に、新長期排ガス規制対応のためにDPF (diesel particulate filter) やNO_x還元触媒等の高度な浄化機能が追加された新型車両において技術上の問題が生じるようになった。

これらの問題がFAME-BDFの車両利用の主要な障害となり始めたことを受け、新たなBDF製造技術に関心が集まりつつある。特に着目されているのがHVO (hydrotreating of vegetable oils)であり、主にEU圏において商業的に生産供給されている。HVOは米国ではrenewable diesel、HDRD (hydrogenation derived renewable diesel)、日本を含む極東地域ではHBD (hydrogenated biodiesel)とも呼ばれる[187]。HVOは主にパラフィンから成り芳香族化合物や酸素、硫黄を含まない。HVOは一般的にFAME-BDFと比較して高いセタン価、酸化安定性を示す[188]。また、HVO製造技術は植物油だけでなく動物油脂にも適用可能である。したがって、HVO製造技術はBDFの原料拡大、ひいてはBDF供給拡大の観点からも期待されている技術である。現在、HVO生産量として世界最大手のNeste Oilは「NExBTL」というブランド名でHVOを供

給しており、稼働中の4施設の生産能力は合計約200万 ton/yrである。原料は植物油と動物油脂、そして廃動物油脂等の廃棄物や残渣であり、廃棄物・残渣が原料の半分以上を占める[189]。また、ヘルシンキでは2007年秋から2010年冬までの3.5ヶ年プロジェクトOPTIBIOが展開されていた。同プロジェクトでは燃料供給システムや車両を何ら改良することなく従来の軽油からHVOへ代替できるかどうかを実証した[190]。HVOは軽油への配合燃料として高く適合していると現在WWFC (Worldwide Fuel Charter)により評価されている[186]。

表 4-1 日本のディーゼル自動車排ガス規制の変遷

	短期	長期	新短期	新長期	ポスト 新長期
適用年	1994	1997	2003	2005	2009
試験モード	13 mode	13 mode	13 mode	JC08	JC08
規制値					
NO _x (g/kWh)	6.8	4.50	3.38	2.0	0.7
PM (g/kWh)	0.96	0.25	0.18	0.027	0.010
CO (g/kWh)	9.20	7.40	2.22	2.22	2.22
HC, NMHC (g/kWh)	3.80	2.90	0.87	0.17	0.17

3.5 ton 以上のトラックの場合（2005 年以前は 2.5 ton 以上）。

HVO は日本においても開発されており、HBD と称されている。接触分解水素化精製法が製造技術として着目され[191, 192]、京都市、ASTEM や企業等による3ヶ年の実証プロジェクトが2012–2014 年度にかけて展開中である[193–195]。一般的な製造法と異なり、接触分解プロセスは脱炭素化を促進する。これにより、後段の水素化反応は通常の高圧高温条件（4–6 MPaG、300–350℃）と比較して緩やかな反応条件（1.0 MPaG、150℃）にでき、H₂の消費量を10分の1に、またエネルギー消費量も抑えることが可能となる。したがって、本プロセスは廃食用油のような地域から収集できる原料を利用する中小規模の製造施設に適した技術と言える。製造されたHBDは熱量や沸点等軽油により性状が近い。表4-2に京都市のプロジェクトで製造されたHBDを含むいくつかのBDF（FAME-BDF, HVO, HBD）の燃料特性を纏めた。

BDF 利用に関する LCA の既往研究について、Liang ら[196]は廃食用油を含む7種の原料を比較し、原料毎の環境負荷の違いを定量的に明らかにした。Dufour ら[197]は遊離脂肪酸濃度が高い4種の廃棄物原料（廃食用油、動物油脂、下水汚泥）について6つの影響領域をLCAで評価し、廃食用油を用いたBDF製造が最も環境性能が良いことを示した。一方で、廃食用油を原料とした場合においても、製造方法によって環境負荷は異なる[198, 199]。HBDの製造や利用システムの環境負荷を定量化したライフサイクル解析は限られるが、Garraín ら[200]は大豆を原料としたHBDを軽油に13%配合することで、FAME-BDFを配合した場合と比較して、well-to-tankの化石燃料消費量を2%、GHG排出量を9%削減できると報告している。Neste Oil [187]は軽油と比較して、自社のHBDブランド「NExBTL」がパーム油、菜種油、動物油脂を原料とした場合それぞれ47%、49%、91%のGHG排出量を削減できると推定している。また、排ガス試験に

より、PM 排出量が約 30–40%低減できることも明らかにした。しかしながら、ライフサイクルの観点からは、HBD 製造を含む利用システム全体で NO_x や PM 等の排ガス排出量を評価し、従来の軽油や FAME-BDF と比較する必要がある。Arvidsson ら[201]は菜種油、パーム油、ヤトロファを原料とした HBD 製造の LCA を報告している。同研究では燃料供給の視点に注目し「1 kWh のエネルギー出力」を機能単位としているが、廃食用油を原料とする際には燃料製造に加えて「廃棄物（廃食用油）の処理」という機能も社会的に重要な機能である。

本研究ではライフサイクルの観点から軽油や FAME-BDF と比較した HBD の環境負荷低減効果を明らかにすることを目的とした。機能単位には「廃食用油の処理」も加え、LCA は特性化、被害評価と統合化、また不確実性分析まで実施した。

表 4-2 種々の製造技術により生産された BDF の燃料特性

	軽油 JIS2	FAME 京都市製造	HBD 接触分解 水素化精製法 (京都実証) [193]	HVO NExBTL [187]
密度 (15°C) (kg/L)	0.823	0.884	0.844	0.77–0.79
動粘度 (30°C) (-)	4.3	4.59	3.2	2.0–4.0
引火点 (°C)	-	135	50	> 61
セタン価	56.3	52.5	51.7	> 70.0
90% 留出温度 (°C)	329	-	360	< 320 (95% 留出)
酸化安定性 (ラシンマット法)	> 48	5.9	> 36	< 25
流動点 (°C)	-	-2.5	-13.1	-
目詰点 (°C)	-	-5	-4	-
低位発熱量 (MJ/kg)	44.1	37.2	42.6	44.1
C (wt%)	86.0	77.1	85.9	-
H (wt%)	12.5	11.9	12.6	-
O (wt%)	< 0.5	10.8	< 0.5	-

4.2. 機能単位とシステム境界

本研究で想定した廃食用油の性状を表 4-3 に示した。「廃食用油の処理」と「ごみ収集車での使用」の 2 つの機能を考慮し、「家庭系および事業系の廃食用油それぞれ 1,142 kL/yr、1,108 kL/yr の処理と 41.1 TJ 相当（軽油換算 1,157 kL）のごみ収集車用燃料の製造」を機能単位とした。これらの処理量、製造量はいずれも 2012 年度の京都市の実績を反映したものである。HBD 製造には動物油脂も利用可能であるが、本解析では廃食用油のみを原料とした。

システム境界は廃食用油の回収から処理またはリサイクル（BDF 製造）、ごみ収集車での BDF 使用までとした。インベントリの投入物や化石燃料消費については、原料採掘、製造から使用（燃焼）までを含め、ライフサイクルでの環境負荷全量を使用したプロセスに割り当てた。

表 4-3 廃食用油の性状

密度	0.92	ton/kL
含水率	0.2	wt%
低位発熱量	36.6	MJ/kg
元素組成		
C	78.1	wt%
H	11.5	wt%
O	9.8	wt%
S	2.2	ppm

4.3. 環境影響領域

環境影響領域は化石燃料消費、地球温暖化、都市域大気汚染、酸性化を対象とした。これらの影響領域は特性化と被害評価の後に単一指標で統合化した。特性化係数、被害係数、統合化係数は産業環境管理協会により開発された LIME2 [202]を用いた。LIME とは、日本の第 1 期 LCA プロジェクト（1998－2003）において開発された LCIA (life cycle impact assessment)の影響評価手法である。LIME2 は第 2 期 LCA プロジェクト（2003－2006 年）において、LIME1 の改良を目的として開発された[203]。LIME は日本の気候等の環境条件や人口密度等を考慮して評価した被害算定型の手法であり、それゆえ日本国内で主に利用される手法と言える[204]。

表 4-4 影響領域とインベントリの対応関係

影響領域	対象物質	特性化係数の単位
化石資源消費	原油, 石炭, 天然ガス	Consumption energy [MJ]
地球温暖化	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	GWP [kg-CO ₂ eq]
都市域大気汚染	SO _x , NO _x , PM _{2.5} , PM ₁₀	UAF [kg-SO ₂ eq]
酸性化	SO ₂ , NO _x	DAP [kg-SO ₂ eq]

GWP: global warming potential, UAF: urban air pollution characterization factor, DAP: deposition oriented acidification potential. LIME2 では PM_{2.5} と PM₁₀ の特性化係数なし。

表 4-5 影響領域とエンドポイントの対応関係

影響領域	人間健康 [DALY]	社会資産 [Yen]	生物多様性 [EINES]	一次生産 [NPP]
化石資源消費		✓	✓	✓
地球温暖化	✓	✓		
都市域大気汚染	✓			
酸性化		✓		✓

DALY: disability-adjusted life year, Yen: Japanese yen, EINES: expected increase in number of extinct species, NPP: net primary productivity

対象となるインベントリと影響領域の対応関係を表 4-4 に示した。地球温暖化に関して、バイオマス由来の CO₂ 排出はカーボンニュートラルとして計上していない。LIME2 の被害評価において、表 4-5 に示したとおり各影響領域は 4 つのエンドポイント（人間健康、社会資産、生物多様性、一次生産）に関連付けられる[203]。

4.4. シナリオ設定

シナリオは表 4-6 に示した 4 シナリオとした。ベースシナリオとして、家庭系廃食用油は混合ごみとして廃棄、収集されて焼却処理、ごみ収集車には軽油が使用されるとした。ベースシナリオはさらに、新短期排ガス規制適合車両をごみ収集車に利用する S1-short と、新長期排ガス規制適合車両を利用する S1-long の 2 つのシナリオを設定した。S1-short は我が国の現状を反映したシナリオであり、S1-long は近い将来を想定したシナリオである。

BDF を製造するシナリオについては、廃食用油は分別収集されアルカリ触媒法で FAME-BDF を製造するシナリオ(S2-short)、接触分解水素化精製法により HBD を製造するシナリオ(S3-long)を設定した。ごみ収集車の排ガス規制適応状況に関して、FAME-BDF は DPF 等を実装した新長期排ガス規制適合車両で利用すると不具合を生じるため、新短期排ガス適合車両での使用とした。S2-short は京都市の現状を反映したシナリオでもある。一方、HBD は新短期排ガス規制、新長期排ガス規制いずれの規制に適合した車両にも利用可能である。将来的に新長期排ガス規制以降の排ガス規制適合車両が普及することを考慮し、新長期排ガス規制適合車両を利用するシナリオのみを S3-long として解析対象とした。各シナリオのシステムフローは図 4-1 に示したとおりである。

表 4-6 シナリオ設定

		S1-short	S1-long	S2-short	S3-long
<i>機能単位 1: 廃食用油の処理 (kL/yr)</i>					
家庭系廃食用油	焼却処理	1,142	1,142	947	947
	FAME-type BDF	—	—	196	196
	または HBD 製造				
事業系廃食用油	焼却処理	1,108	1,108	—	—
	FAME-type BDF	—	—	1,108	1,108
	または HBD 製造				
<i>機能単位 2: ごみ収集車の走行利用 (kL/yr)</i>					
ごみ収集車の排ガス規制適合状況		新短期	新長期	新短期	新長期
軽油消費量		1,157	1,157	—	502
FAME-type BDF 消費量		—	—	1,252	—
HBD 消費量		—	—	—	652

The flowchart illustrates the waste management system boundary, enclosed in a dashed line. The process begins with 'Diesel fuel production' (white box) leading to 'Diesel fuel' (grey box), which then leads to 'Consumption for running household waste collection vehicles' (white box). Simultaneously, 'Waste cooking oil from households' (grey box) and 'Waste cooking oil from businesses' (grey box) both lead to 'Collection with mixed waste' (white box). This 'Collection with mixed waste' box then leads to 'Incineration' (white box), which finally leads to 'Electricity' (grey box). An arrow from 'Waste cooking oil from businesses' (grey box) points down to a dashed box labeled 'Collection and other recyclings' (dashed box), which is outside the system boundary. The label 'system boundary' is located at the bottom right of the dashed line.

The flowchart illustrates the waste management system boundary, showing the flow of materials and energy. The system boundary is defined by a dashed line. Inputs include 'Waste cooking oil from households', 'Waste cooking oil from businesses', and 'Collection with mixed waste'. 'Waste cooking oil from households' and 'Waste cooking oil from businesses' are processed through 'Separate collection' and then 'Extraction and transportation' to produce 'Natural gas'. 'Natural gas' is used for 'Methanol production' to produce 'Methanol'. 'Methanol' is used for 'FAME-type BDF production' to produce 'FAME-type BDF', which is then used for 'Consumption for running household waste collection vehicles'. 'Waste cooking oil from households' and 'Waste cooking oil from businesses' are also processed through 'Separate collection' and then 'Incineration' to produce 'Electricity'. 'Waste glycerin' is also used for 'Incineration' to produce 'Electricity'. 'Collection with mixed waste' is also processed through 'Incineration' to produce 'Electricity'. 'Collection and other recyclings' is shown as an input to the system boundary.

```
graph LR; WCOH[Waste cooking oil from households] --> SC1[Separate collection]; WCOB[Waste cooking oil from businesses] --> SC2[Separate collection]; CMW[Collection with mixed waste] --> INC[Incineration]; SC1 --> FBP[FAME-type BDF production]; SC2 --> FBP; FBP --> WGL[Waste glycerin]; FBP --> FMB[FAME-type BDF]; FMB --> CWHWCV[Consumption for running household waste collection vehicles]; FBP --> INC; WGL --> INC; INC --> E[Electricity]; ET[Extraction and transportation] --> NG[Natural gas]; NG --> MP[Methanol production]; MP --> M[Methanol]; M --> FBP; CR[Collection and other recyclings] --> SB[system boundary];
```

```

graph LR
    WCOH[Waste cooking oil from households] --> SC1[Separate collection]
    WCOB[Waste cooking oil from businesses] --> SC2[Separate collection]
    MW[Collection with mixed waste] --> I[Incineration]
    DFP[Diesel fuel production] --> DF[Diesel fuel]
    HP[Hydrogen production] --> H[Hydrogen]
    SC1 --> HBPD[Hydrogenated biodiesel (HBD) production]
    SC2 --> HBPD
    I --> E[Electricity]
    DF --> CWHWCV[Consumption for running household waste collection vehicles]
    HBPD --> HBD[HBD]
    HBPD --> LBO[Low-boiling-point oil]
    HBPD --> HBO[High-boiling-point oil]
    HBPD --> OG[Offgas]
    HBD --> CWHWCV
    LBO --> H[Heat]
    HBO --> H
    OG --> H
    H --> SH[Surplus heat]
    C[Collection and other recyclings]
    subgraph System_Boundary [system boundary]
        WCOH
        WCOB
        MW
        DFP
        HP
        SC1
        SC2
        HBPD
        I
        E
        DF
        HBD
        LBO
        HBO
        OG
        H
        SH
        CWHWCV
    end
    C -.-> WCOH
  
```

White boxes: processes, black boxes: products and energy, dotted white boxes: excluded processes.

4.5. プロセス設計

単位プロセスの主要な設定パラメータを附録 6 に纏めた。各単位プロセスの詳細は以下で説明する。

4.5.1. 収集

S1-short および S1-long では、家庭系の廃食用油は週 2 回収集の家庭ごみ収集で混合ごみとして収集されるとし、家庭ごみ収集の軽油消費量に対し 0.50%の重量比で配分した。なお、S2-short と S3-long では、FAME-BDF および HBD はいずれもごみ収集車用の燃料として利用するが、その効果は後述する「燃料利用（ごみ収集車走行）」プロセスで計上している。即ち、本プロセスは全てのシナリオで軽油をごみ収集車の燃料として使用するとした。

収集距離と軽油消費量をグリッドシティモデル[205]を用いて算出し、ごみ収集車からの排ガスとして CO₂、CH₄、N₂O、SO_x、NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ を計上した。

4.5.2. 焼却処理

本プロセスでは、S1-short、S1-long では廃食用油、S2-short では FAME-BDF の副産物として生成する廃グリセリンが家庭ごみ等と一緒に京都市内の焼却施設で焼却されるとした。焼却時の排ガスとして CH₄、N₂O、SO_x、NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ を計上した。また、廃グリセリンはメタノール由来の化石由来 C を含むことから、化石由来 CO₂ も計上した。廃食用油や廃グリセリンの焼却に伴う焼却残渣の発生はないと仮定した。

消費エネルギーとして電力を計上し、ごみ組成を考慮した NIES の回帰式[164]により消費電力を計算した。また、焼却施設は発電効率 15%の蒸気発電を伴うとし、LHV と発電効率を乗じて発電電力量を計算した。

4.5.3. アルカリ触媒法による FAME-BDF 製造

アルカリ触媒法では廃食用油とメタノールを反応させ FAME-BDF を製造する。この際、副産物として廃グリセリンも生成される。消費エネルギーとしては電力および灯油を計上した。インベントリデータは京都市の BDF 製造施設の実績値を用いた。なお、メタノールは化石資源である天然ガスから製造されることから、FAME-BDF には約 5.3%の化石由来 C を含んでいる。廃グリセリンは触媒である KOH、未反応のメタノールや廃食用油等も含有しており、その性状は表 4-7 に示したとおりである。廃グリセリンは前述の焼却施設で焼却されるとした。

表 4-7 廃グリセリンの性状

含水率	22.0	wt%
グリセリン	47.3	wt%
メタノール	5.2	wt%
カリウム	3.2	wt%
油分	22.4	wt%
元素組成		
バイオマス由来炭素 (C)	93.0	wt%
化石由来炭素 (C)	7.0	wt%

4.5.4. 接触分解水素化精製法による HBD 製造

接触分解水素化精製法の反応プロセスは次のとおりである。まず、1 次反応器において廃食用油と触媒を 400–500℃で接触させ、油脂を分解する。次いで、2 次反応器で気化した分解油中の有機酸を分解し、炭化水素に変換する。その後、高温分留器で重質油分を分離し、さらに低温分留器で軽油留分とナフサ留分、オフガスに分離、後処理器で吸着剤に寄り軽油留分中の有機酸を除去する。オフガスの組成は CO₂、CO、H₂、CH₄ やその他の炭化水素である。最後に、精製された軽油留分は 150–250℃の条件下で水素ガスと反応させることで酸化安定性、熱安定性を改善した水素化油（HBD）が生成される。HBD、重質油分、ナフサ留分、オフガス合わせた廃食用油に対するの収率（エネルギーベース）は 90.7%であった。このうち、HBD の収率は 52.8%であり、バイオ燃料としての収率は FAME-BDF と比較すると低い。

インベントリデータは ASTEM の京都市での実証プロジェクトのデータを用いた。エネルギー消費としては電力を計上し、副生成物のオフガス、重質油分、ナフサ留分は熱供給のため燃焼利用した。ナフサ留分のみ余剰となったため施設外利用することとした。即ち、熱量等価で原油由来のナフサを代替するとし、原油からのナフサ製造時の環境負荷をマイナス計上した。

4.5.5. 軽油製造

我が国の一般的な軽油製造プロセスを想定し、JLCA のインベントリデータ [206]を用いて CO₂、SO₂、NO₂ 及び PM₁₀ 排出を計上した。PM については詳細なデータが得られなかったため、全量 PM₁₀ として扱った。

4.5.6. ごみ収集車走行（燃料利用）

機能単位「41.1 TJ 相当（軽油換算 1,157 kL）のごみ収集車用燃料の製造」で製造された燃料は全量本プロセスで利用されるとし、ごみ収集車で軽油使用（燃焼）時の CO₂、SO_x、NO_x、PM_{2.5}、PM₁₀ を計上した。S3-long では HBD だけでは機能単位を満たす燃料供給ができないため、不足分は軽油を使用した。CO₂ と SO_x 排出量は燃料の元素組成から計算した。その他の排ガスに関しては、ごみ収集車の排ガス規制適合状況、燃料の種類（軽油、FAME-BDF、HBD）により排出係数が異なる。したがって、京都市がごみ収集車で実施した排ガス適合状況別、燃料種類別（軽油と FAME-BDF）の排ガス試験結果 [207]から排出係数を設定した。HBD については 2014 年 9 月から実車走行試験が開始しており、未だ排ガス試験データが得られていないため、軽油と同じと仮定した。PM 排出量の粒径構成（PM_{2.5} と PM₁₀ の割合）は、PM_{2.5} が 18.1%、PM₁₀ が 81.9%とした [208]。

4.6. 結果と考察

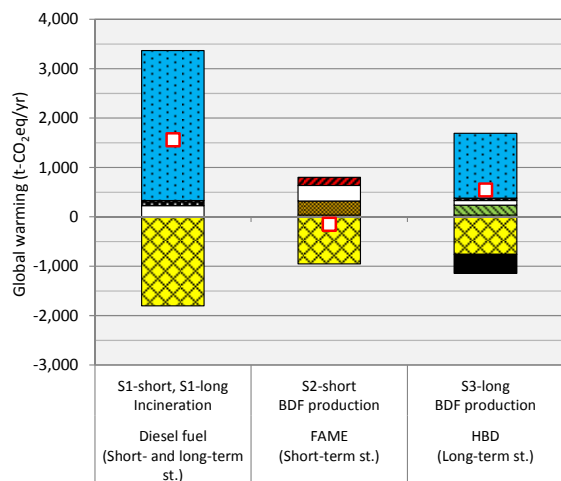
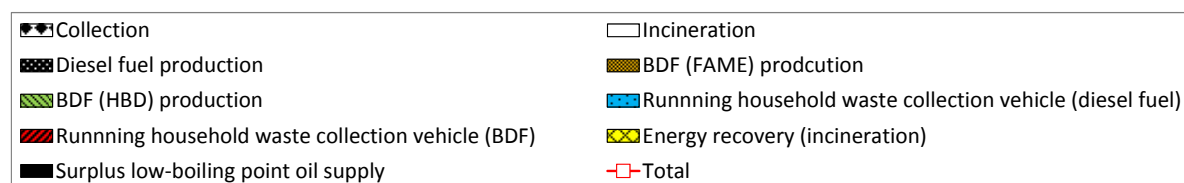
4.6.1. 特性化結果

特性化結果を図 4-2 に示した。地球温暖化に関して、いずれのシナリオも CH₄、N₂O と比較して CO₂ が主な寄与物質であった。S1（S1-short および S1-long）、S3-long はごみ収集車走行プロセスで軽油を使用するため GHG 排出量が増加した。S2-short では副産物である廃グリセリンの焼却が化石資源（天然ガス）由来 CO₂ 排出を伴うものの、正味 GHG 排出量は負値（-150 t-CO₂eq/yr）

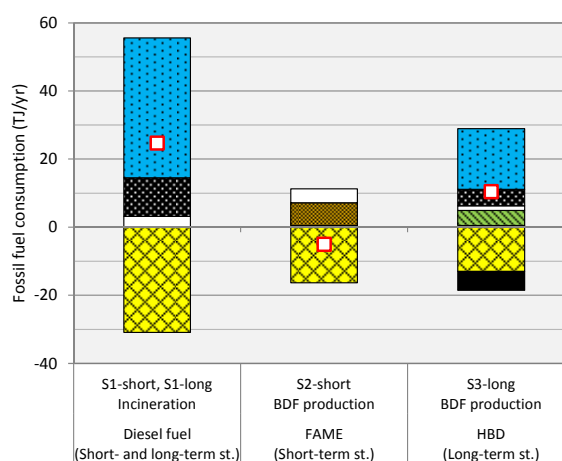
となり、廃食用油を原料とした FAME-BDF 利用システムは GHG 削減効果が期待できることが明らかとなった。一方、S1、S3-long では正味 GHG 排出量はそれぞれ 1,561 t-CO₂eq/yr、547 t-CO₂eq/yr と推定された。同シナリオでは、ごみ収集車走行プロセスが主な GHG 排出プロセスであり、焼却時の発電電力や HBD 製造時の余剰ナフサ留分の代替による GHG 削減効果で相殺することはできなかった。S1 と比較した S3-long の GHG 削減効果は 65%となった。RED (Directive 2009/28/EC)[209]では菜種油、パーム油を原料とした場合の軽油と比較した HVO の GHG 削減効果をそれぞれ 47%、65%として紹介している。また、Neste Oil の HVO ブランドである NExBTL は菜種油、パーム油を原料とした場合、軽油と比較した GHG 削減効果はそれぞれ 49%、47%と報告している[187]。本研究での廃食用油原料の HBD 製造プロセスとこれらの結果との比較から、システム境界は出典間で違いがあるものの概ね同様の結果を示していることが確認された。

化石燃料消費は S1 と比較して S2-short、S3-long はそれぞれ 120%、58%の削減効果となった。HBD 製造プロセスは副生成物を熱利用したため、FAME-BDF 製造プロセスよりも化石燃料消費量を抑えることができた。余剰のナフサ留分もまた正味の化石燃料消費量削減に効果があった。

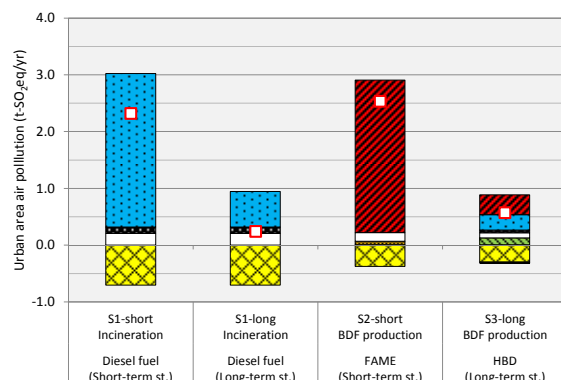
都市域大気汚染および酸性化は類似の結果を示し、NO_x が主な寄与物質となり、ごみ収集車走行プロセスの排ガス適合状況が結果に大きく影響した。新短期排ガス規制適合ケースの S1-short や S2-short では、ごみ収集車からの NO_x 排出が支配的であった。そして、新長期排ガス規制適合ケースの S1-long や S3-long との比較から、新長期排ガス規制適合車両に使用車両をシフトすることで NO_x 排出量を大きく低減できることが示唆された。例えば、S1-long では S1-short から都市域大気汚染および酸性化をそれぞれ 90%、78%低減できる結果となった。焼却処理時のエネルギー回収による代替効果も正味の大気汚染物質低減に寄与し、S1-short の方が S2-short より優位、また、S1-long の方が S3-long より優位な結果となった一因であった。S3-long は S1-short と比較して都市域大気汚染を 76%、酸性化を 75%低減できることが明らかとなった。



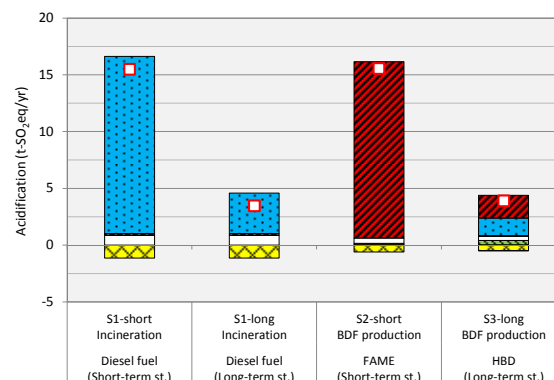
(a) 地球温暖化



(b) 化石資源消費



(c) 都市域大気汚染



(d) 酸性化

図 4-2 環境影響領域別の特性化結果

4.6.2. 被害評価結果

被害評価結果を図 4-3 に示した。ごみ収集車走行プロセスからの NO_x 排出が人間健康に大きく影響し、S1-short、S2-short では全負荷のそれぞれ 42%、67%、S1-long と S3-long ではそれぞれ 18%、34%を占めた。次いで焼却プロセス（焼却施設）からの PM 排出の影響も大きいことが明らかとなった。焼却プロセスの電力代替効果により、SO_x 排出による人間健康影響は負値となり、人間健康影響を低減できていることが示唆された。S2-short ではごみ収集車走行プロセスで軽油を使用しないこと等の影響により CO₂ 排出量による人間健康影響も負値となった。

社会資産に対しては、主に軽油製造のための原油採掘とごみ収集車からの NO_x 排出が寄与した。

S2-short では、NO_x 排出が社会資産の全負荷の 92%を占めた。

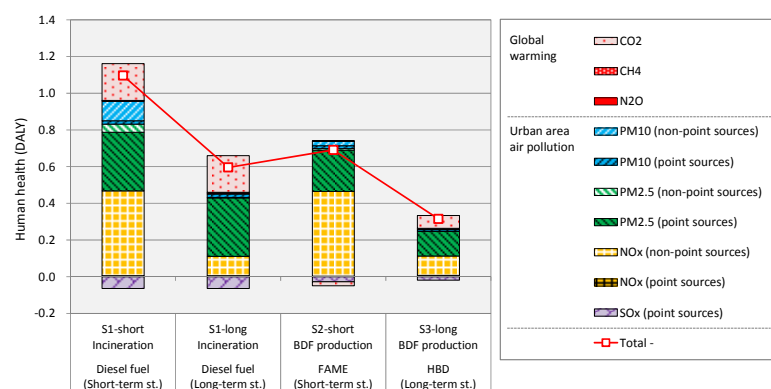
生物多様性に対してはほぼ石炭消費のみが寄与し、焼却施設での電力代替効果が石炭消費を削減し、生物多様性への被害影響を低減していることが明らかとなった。

一次生産に対しては焼却施設での電力代替効果による石炭消費削減、ごみ収集車走行プロセスからの NO_x 排出が大きく影響し、前者は被害を低減する要素、後者は被害を与える要素となった。

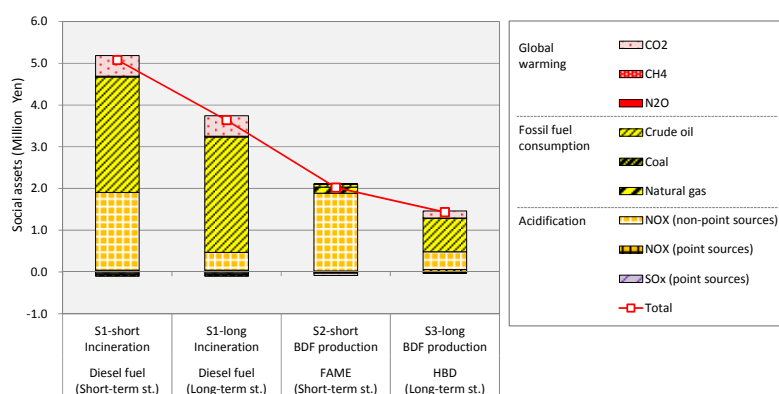
それぞれのエンドポイントの被害評価をまとめた表を表 4-8 に示した。S3-long が 4 シナリオの中で人間健康と社会資産に対し最も被害影響が低いことが分かる。生物多様性に対しては S1-short、S1-long が、また、一次生産に対しては S1-long が最も低かった。これらの被害影響を統合的に評価することが重要であり、統合化結果は次項で報告する。

表 4-8 エンドポイント別の被害評価結果概要

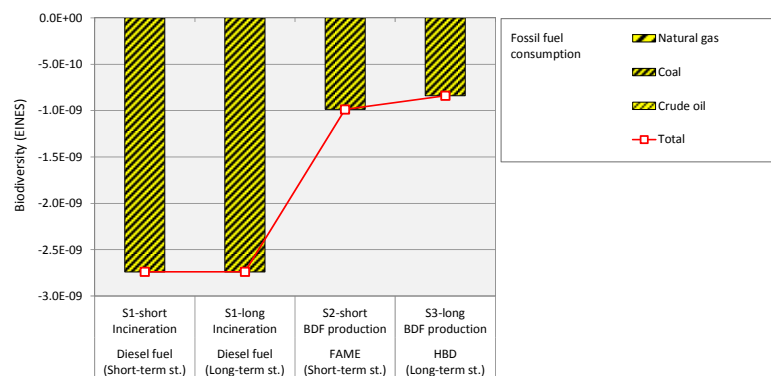
		S1-short	S1-long	S2-short	S3-long
人間健康	[DALY]	1.10	0.60	0.69	0.32
社会資産	[Million Yen]	5.08	3.64	2.02	1.43
生物多様性	[$\times 10^{-10}$ EINES]	-27.4	-27.4	-9.87	-8.40
一次生産	[$\times 10^3$ NPP]	2.49	-1.51	4.21	0.48



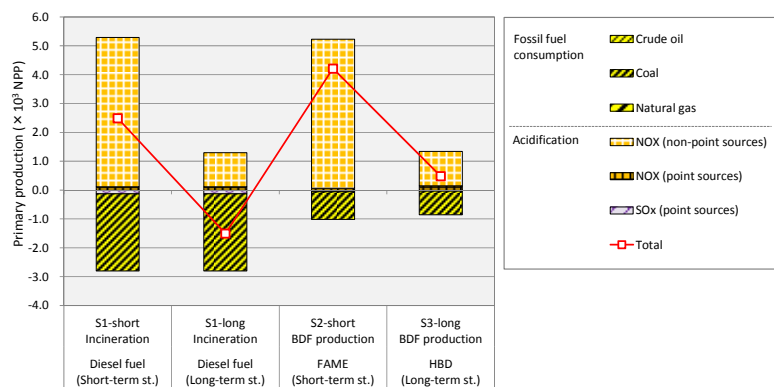
(a) 人間健康



(b) 社会資産



(c) 生物多様性



(d) 一次生産

図 4-3 エンドポイント別の被害評価結果

Point sources: emissions from facilities, non-point sources: emissions from diesel vehicles.

4.6.3. 統合化結果

統合化結果を図 4-4 に示した。国内現状を反映した S1-short と比較して、FAME-BDF を利用する京都市の現状を反映した S2-short は地球温暖化と化石資源消費の低減に効果があった。一方、S1-long は都市域大気汚染と酸性化の低減に効果が見られた。その結果、S1-short と比較した S1-long、S2-short の環境負荷低減効果はいずれも 42%であった。したがって、S1-long のように新長期排ガス規制に適合したごみ収集車が広く普及する頃には、新短期排ガス規制適合車両でしか FAME-BDF を利用できない S2-short の社会システムの便益が相対的に損なわれる可能性が示唆される。しかし、HBD を利用した S3-long は S1-short や S1-long と比較してそれぞれ 71%、51%の環境負荷低減効果となった。したがって、今後 FAME-BDF から HBD の利用システムにシフトすることが、地球温暖化だけでなく化石燃料消費や都市域大気汚染、酸性化から成る統合的な環境影響の低減につながる事が明らかとなった。

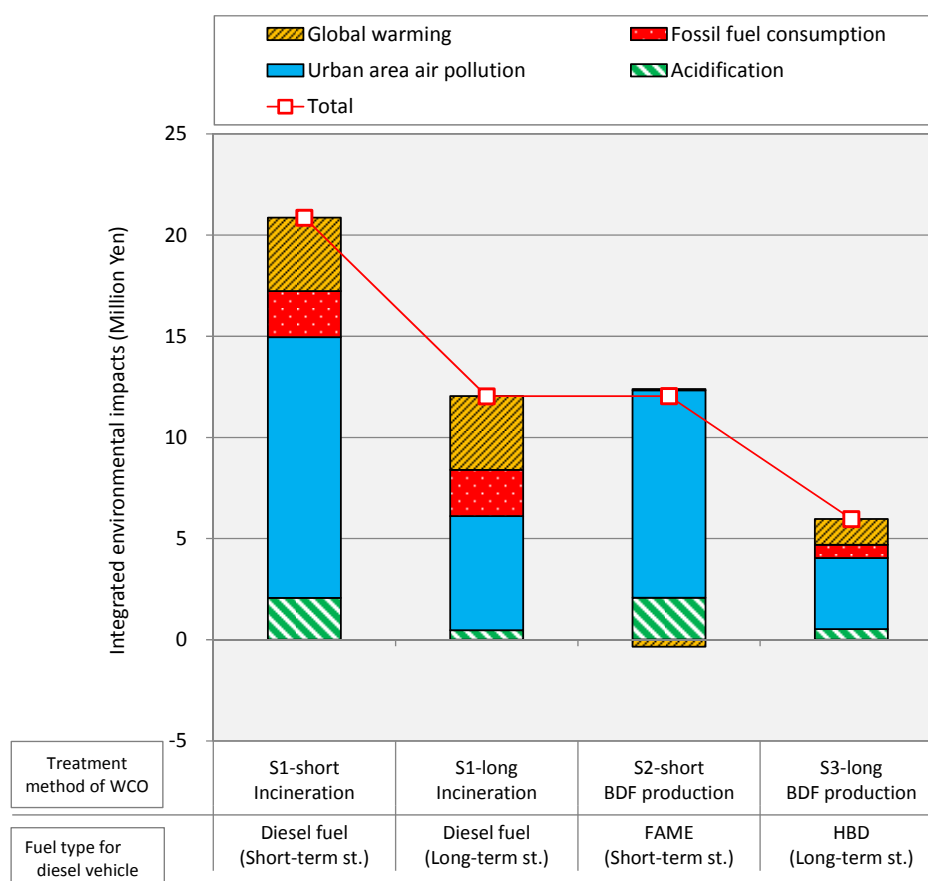


図 4-4 統合化結果

WCO: waste cooking oil (廃食用油), Short-term st.: 新短期排ガス規制, Long-term st.: 新長期排ガス規制。

4.7. 不確実性分析

LCA 解析においてはパラメータが持つ不確実性に注意しなければならない[166, 167]。本解析においても結果に大きく影響した表 4-9 に示したパラメータについて不確実性分析を実施した。

軽油に次いで大きなエネルギー源となった系統電力について、2008－2012 年度の排出係数の最小値から最大値を不確実性分析の変動幅とした。なお、解析のデフォルト値として採用した 2012 年度の排出係数が 5 ヶ年間の最大値であった。

焼却施設の処理規模が小さい場合、技術上の観点から発電能力を持たない場合も考えられる。我が国では約 1,100 の焼却施設のうち 310 の施設がごみ発電を行っており、その発電効率は 2011 年度で 11.7%である[210]。2013－2017 年度の廃棄物処理施設設備計画では、期間中に整備された焼却施設の平均発電効率を 21%にすることを重点目標としている[211]。したがって、蒸気発電を伴わない場合（発電効率 0%）ならびに発電効率 20%の場合を最小値と最大値とした。

ごみ収集車の NO_x 排出係数は燃料の種類以外にも積載量、走行速度等の様々な因子の影響を受ける。こうした不確実性による変動幅を大まかに把握するため、いくつかの既往研究の平均値の最小値と最大値を用いて不確実性分析を実施した[212, 213]。HBD の排出係数はデータが得られなかったため軽油と同じと仮定した。なお、ASTEM の京都市での実証プロジェクトにおいて、実車走行実験から接触分解水素化精製法により製造された HBD の実際の排出係数が得られる予定である。

焼却処理施設の PM_{2.5} 排出係数は施設に実装された排ガス処理システムに依存する。塩田ら[214]の 4 施設の測定データを用いて PM_{2.5} 排出係数の不確実性分析を実施した。

表 4-9 不確実性分析を実施したパラメータリスト

	Min.	Default	Max.
A) 消費電力の排出係数 (g/kWh)			
CO ₂	0.412	0.570	0.570
SO _x	0.138	0.195	0.195
NO _x	0.170	0.225	0.225
B) 焼却施設の発電効率			
	0%	15%	20%
C) ごみ収集車排ガスの NO _x 排出係数 (g/L)			
Diesel, the new short-term st.	16.2	18.8	-
Diesel, the new long-term st.	3.32	4.29	10.1
FAME-type BDF, the new short-term st.	16.2	17.3	-
HBD, the new long-term st.	3.32	4.29	10.1
D) 焼却施設からの PM _{2.5} 排出係数 (mg/ton of WCO)			
	37.2	798	1999

EF: emission factor（排出係数）、WCO: waste cooking oil（廃食用油）。

特性化の不確実性分析結果を図 4-5 に、被害評価および統合化の不確実性分析結果を図 4-6 に示した。系統電力の排出係数に関しては、NO_x や SO_x の排出係数の影響は小さかったのに対し、CO₂ 排出係数は地球温暖化、人間健康と統合化結果に影響を与えた。また、系統電力の排出係数の不確実性は、統合化結果の S1-long と S2-short の順位を逆転させる可能性が示唆された。

焼却施設の発電効率は酸性化を除くすべての特性化結果、被害評価および統合化結果に大きく影響した。焼却量が多かった S1-short と S1-long への影響が特に大きかった。発電能力がない場合は各シナリオの統合化結果がそれぞれ 30%、53%、28%、45%増加することから、発電能力の有無が結果に大きく寄与することが示された。

新短期排ガス規制適合車両よりも新長期排ガス規制適合車両の NO_x 排出係数の不確実性の方が結果に大きく影響した。これは排出係数の変動幅が S1-short の 16.2–17.3 g/L や S2-short の 16.2–18.3 g/L よりも S1-long と S3-long の 3.32–10.1 g/L の方が広いためである。

焼却施設の PM_{2.5} 排出係数は、不確実性分析で対象とした他の 3 つのパラメータよりも統合化結果に大きな変動幅を与える傾向が明らかとなった。これは PM_{2.5} 排出係数が人間傾向に大きく寄与するためである。焼却施設からの PM_{2.5} 排出量が S1-long と S2-short の統合化結果の順位を逆転させる可能性が示唆された。

焼却施設の発電効率、PM_{2.5} 排出係数の不確実性が他のパラメータと比較して大きいことから、「廃食用油の処理」という機能の評価が、統合化をはじめとする環境負荷に影響する重要な要素であったことが示唆される。

以上の不確実性分析の結果から、S1-long と S2-short の順位が逆転する可能性はあるものの、我が国の現状を反映した S1-short から HBD を利用する S3-long へシフトすることの有効性が確認された。

本解析では 4 パラメータの不確実性に着目したが、考えられるその他の不確実性は以下のとおりである。

- ・ HBD を利用したごみ収集車の実際の排出係数は未知である。実車走行実験を通じた排ガスサンプル分析が今後必要である。
- ・ 我が国では新長期排ガス規制からさらに規制が強化されてきている。したがって、現在使用中のごみ収集車は HBD が利用される将来には新長期排ガス規制よりも厳しい排ガス規制に適合した車両へと更新されていると考えられ、一層の環境負荷低減が期待できる。一方、FAME-BDF は B5 のように軽油への配合率を下げることで、現在のごみ収集車を将来も継続利用することが可能ではある。しかしそのような場合、ごみ収集車を更新しないため、排ガス由来の環境負荷は低減されることはない。

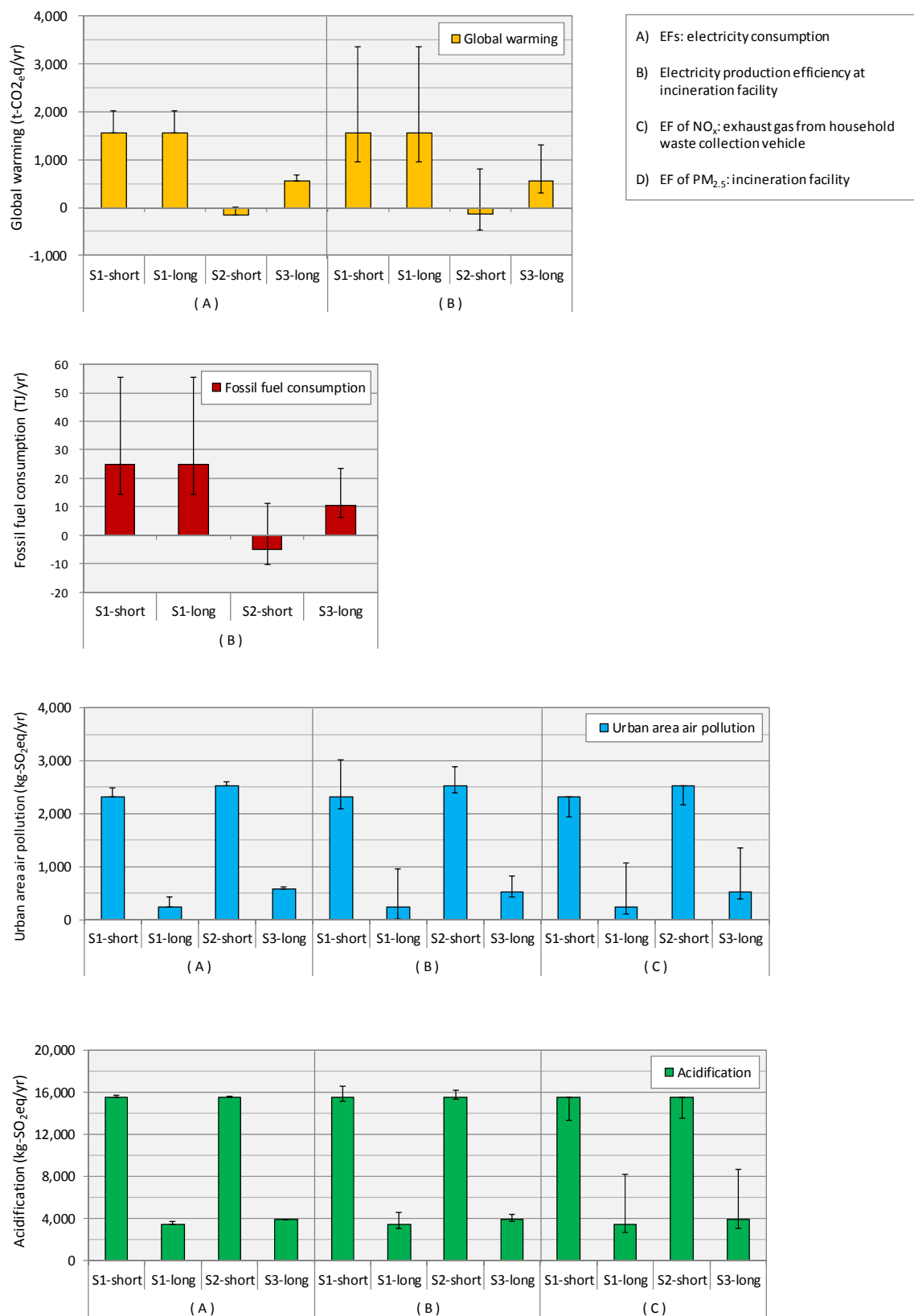


図 4-5 特性化の不確実性分析結果

Uncertainties are shown as a range (Min.–Max.).

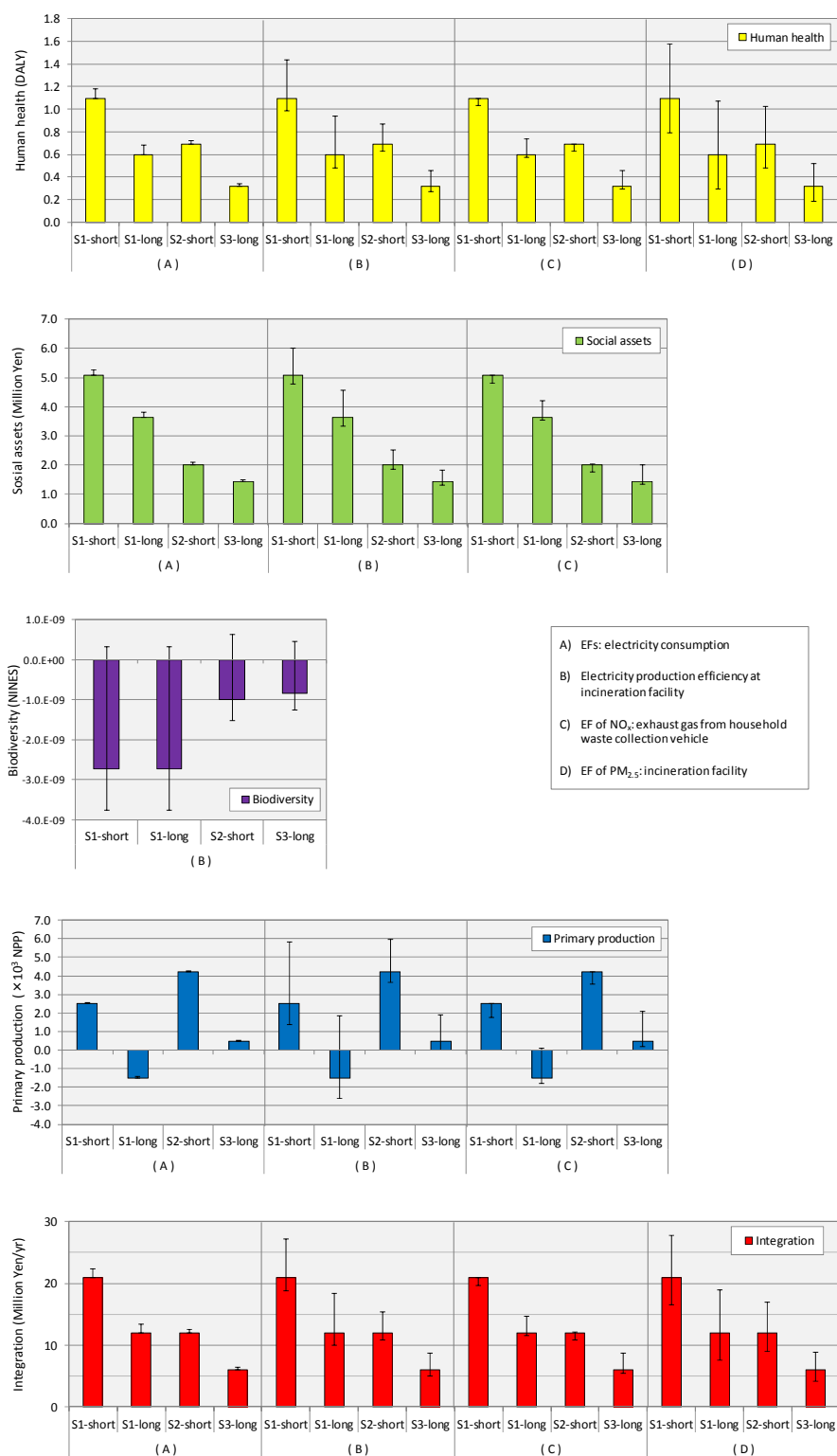


図 4-6 被害評価および統合化の不確実性分析結果

Uncertainties are shown as a range (Min.-Max.).

4.8. 本章の結論

ディーゼル車への排ガス規制が世界中で強化される傾向にあり、新長期排ガス規制以降の排ガス規制適合車両への FAME-BDF の利用が車両上の不具合の要因となってきた。本研究では接触分解水素化精製法により製造した HBD を軽油や FAME-BDF と比較し、製造～利用システムの環境負荷低減効果を明らかにすることを目的に LCA を実施した。機能単位には「燃料の製造（ごみ収集車での使用）」に加えて「廃食用油の処理」の機能も考慮し、LCA は特性化、被害評価と統合化、また不確実性分析まで実施した。

本解析により得られた結論は以下のとおりである。

- ・ 新長期排ガス規制適合車両が広く普及した将来においては、新短期排ガス規制適合車両までにしか使用できない FAME-BDF の製造～利用システムによる環境負荷低減効果は相対的に低くなる。
- ・ 不確実性も考慮した統合化結果から、国内の現状を反映した S1-short は最も環境負荷が大きく、HBD を利用する S3-long が最も環境負荷が低いことが確認された。
- ・ したがって、今後 FAME-BDF から HBD の製造～利用システムへシフトすることが、地球温暖化に加えて化石燃料消費、都市域大気汚染ならびに酸性化を考慮した際に最も効果的に環境負荷を低減できる結果となった。

<4 章の参考文献>

- [174] IEA, 2013. World energy outlook 2013. Chapter 6: Renewable energy outlook.
- [175] Fargione J., Hill J., Tilman D., Polasky S., Hawthorne P. (2008) Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science Express* 319 (5867):1235–1238.
- [176] Searchinger T., Heimlich R., Houghton R. A., Dong F., Elobeid A., Fabiosa J., Tokgoz S., Hayes D., Yu T.-H. (2008) Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land use change. *Science* 319 (5867):1238–1240.
- [177] Naik S. N., Goud V. V., Rout P. K., Dalai A. K. (2010) Production of first and second generation biofuels: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14 (2):578–597.
- [178] Sims R. E. H., Mabee W., Saddler J. N., Taylor M. (2010) An overview of second generation biofuel technologies. *Bioresource Technology* 101 (6):1570–1580.
- [179] Takamizawa K., Ishikawa E., Nakamura K., Futamura T., 2013. Bioethanol production from enzymatically saccharified lawn clippings from a golf course. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 15 (1), 16–24.
- [180] Meher L. C., Vidya Sagar D., Naik S. N. (2006) Technical aspects of biodiesel production by transesterification – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 10 (3):248–268.
- [181] Salvo B. L., Panwar N. L. (2012) Biodiesel resources and production technologies – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16 (6):3680-3689.
- [182] European Commission (2007) Regulation (EC) No 715/2007 of the European Parliament and of the Council of 20 June 2007 on type approval of motor vehicles with respect to emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 5 and Euro 6) and on access to vehicle repair and maintenance information.
- [183] DELPHI (2014) Worldwide Emissions Standards Heavy Duty and Off-Highway Vehicles 2014-2015.
- [184] Fukuda K., Kohakura M., Kaneko T., Furui K., Tsuchibashi K., Hasegawa T., Saitou K., Baba H., Shibuya M., Nakamura O., Okada M., Hosono K., Hirata K., Kawatani T., Sugiyama G. (2008) Impact study of high biodiesel blends on performance of exhaust aftertreatment systems. *SAE Technical Paper* 2008-01-2494.
- [185] 財団法人京都高度技術研究所 (2012) 平成 23 年度高濃度バイオ燃料実証事業 (京都) 委託業務成果報告書. 平成 23 年度環境省委託事業.
- [186] Worldwide Fuel Charter Committee (2013) Worldwide fuel charter, Fifth edition.
- [187] Neste Oil (2014) Hydrotreated vegetable oil (HVO) – premium renewable biofuel for diesel engines.
- [188] Bezergianni S., Dimitriadis A. (2013) Comparison between types of renewable diesel. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 21:110-116.
- [189] Neste Oil (2013) Neste oil's annual report 2013.

- [190] Nylund N. -O., Erkkilä K., Ahtiainen M., Murtonen T., Saikkonen P., Amberla A., Aatola H. (2011) Optimized usage of NExBTL renewable diesel fuel OPTIBIO. VTT Tiedotteita - Valtion Teknillinen Tutkimuskeskus 2604.
- [191] Tani H., Shimouchi M., Haga H., Fujimoto K. (2011) Development of direct production process of diesel fuel from vegetable oils. *Journal of the Japan Institute of Energy* 90: 466–470.
- [192] Tani H., Hasegawa T., Shimouchi M., Asami K. Fujimoto K. (2011) Selective catalytic decarboxy-cracking of triglyceride to middle-distillate hydrocarbon. *Catalysis Today* 164 (1):410–414.
- [193] 財団法人京都高度技術研究所 (2013) 車両適合性のある第二世代バイオディーゼル燃料利活用に向けた技術開発実証研究成果報告書. 平成 25 年度環境省委託事業.
- [194] Kakuta Y., Nakamura K. (2014) Basic test on technology for conversion to second-generation biodiesel fuel. *Proceedings of the 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management 2014, Kyoto, Japan.*
- [195] Takasuga T., Kuratani K., Matsushita M., Nakamura K. (2014) Detailed chemical analysis and evaluation of 2nd generation bio-diesel fuel. *Proceedings of the 3R International Scientific Conference on Material Cycles and Waste Management 2014, Kyoto, Japan.*
- [196] Liang S., Xu M., Zhang T. (2013) Life cycle assessment of biodiesel production in China. *Bioresource Technology* 129:72–77.
- [197] Dufour J., Iribarren D. (2012) Life cycle assessment of biodiesel from free fatty acid-rich wastes. *Renewable Energy* 38:155–162.
- [198] Morais S., Mata T. M., Martins A. A., Pinto G. A., Costa C. A. V. (2010) Simulation and life cycle assessment of process design alternatives for biodiesel production from waste vegetable oils. *Journal of Cleaner Production* 18 (13):1251–1259.
- [199] Varanda M. G., Pinto G., Martins F. (2011) Life cycle analysis of biodiesel production. *Fuel Processing Technology* 92 (5):1087–1094.
- [200] Garraín D., Herrera I., Lechón Y., Lago C. (2014) Well-to-Tank environmental analysis of a renewable diesel fuel from vegetable oil through co-processing in a hydrotreatment unit. *Biomass and Bioenergy* 63:239–249.
- [201] Arvidsson R., Persson S., Fröling M., Svanström M. (2011) Life cycle assessment of hydrotreated vegetable oil from rape, oil palm. *Journal of Cleaner Production* 19 (2–3):129–137.
- [202] 産業環境管理協会 (2010) 意思決定を支援する環境影響評価手法、伊坪徳宏、稲葉敦 編著.
- [203] JLCA (2012) LIME2 Life-cycle impact assessment method based on endpoint modeling summary. JLCA NEWS ENGLISH EDITION, No. 2012, http://lca-forum.org/english/pdf/No12_Summary.pdf (Accessed 2014-May).
- [204] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and

- Sustainability (2010) ILCD Handbook: Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment (LCA).
- [205] Ishikawa M. (1996) A logistics model for post-consumer waste recycling. *Journal of Packaging Science and Technology, Japan* 5 (2):119–130.
 - [206] LCA 日本フォーラム (2013) LCA データベース ver. 3, <http://lca-forum.org/database/> (Accessed 2014-February).
 - [207] 京都市環境政策局 (2012) 京都市バイオディーゼル燃料化事業に係る調査報告書
 - [208] 本下晶晴、伊坪徳宏、稲葉敦 (2008) 乗用車を事例とした LCA 結果の不確実性分析、*日本 LCA 学会誌* 4 (3):260–269.
 - [209] European Commission (2009) Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.
 - [210] 環境省(2013) 環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書 平成 25 年版.
 - [211] 環境省 (2013) 廃棄物処理施設整備計画.
 - [212] JPEC (Japan Petroleum Energy Center) (2005) Diesel WG report – Focusing on effects of sulfur on latest after-treatment devices, 4th JCAP Conference, Tokyo, Japan.
 - [213] Koyano S., Kinoshita T., Yamazaki M., Yokota H., Okamura H. (2009) Exhaust-gas characteristics such as NOx from heavy duty diesel vehicles which met new long term regulation. Annual report of the Tokyo Metropolitan Institute for Environmental Protection, 101–106.
 - [214] 塩田憲司、今井玄哉、高岡昌輝、木本成、松井康人、大下和徹、水野忠雄、森澤眞輔 (2011) 都市ごみ焼却施設から排出される微小粒子へのダイオキシン類除去対策強化による効果、*大気環境学会誌*、46 (4):224–232.
 - [215] 安田憲二 (1997) 廃棄物の焼却に伴う温室効果ガスの排出状況、*廃棄物学会論文誌* 8 (6):432–437.
 - [216] 平井康宏、村田真樹、酒井伸一、高月紘 (2001) 食品残渣を対象とした循環・資源化処理方式のライフサイクルアセスメント、*廃棄物学会論文誌* 12 (5):219–228.
 - [217] MOE, Japan greenhouse gas inventory office of Japan (GIO), CGER, NIES (2012) National greenhouse gas inventory report of JAPAN. Ministry of the Environment, Japan. <<http://www-gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/2012/NIR-JPN-2012-v3.0E.pdf>> (Accessed 2014-February).

5. 廃棄物系バイオマスの地域利用効果解析

5.1. 焼却施設更新に伴う厨芥類のバイオガス化施設導入効果解析

5.1.1. 背景と目的

現在国内で稼働中の焼却施設の多くが老朽化により近い将来更新を迫られる状況にある。焼却施設の更新期間を 30 年とすると、国内 1,252 焼却施設のうち、約 1/3 の 423 施設が 2020 年までに、2/3 以上の 990 施設が 2030 年までに更新が必要となる[218]。こうした更新時期において、特に MSW の焼却発電が難しいとされる処理量 100 t/日以下の規模となる中小都市にとって、MSW 中の厨芥類のバイオガス化は魅力的なエネルギー回収技術となる。本節では、平成 24 年度廃棄物系バイオマス利用推進事業[219]での検討を踏まえ、焼却施設の更新に伴う AD 施設導入の発電量ポテンシャルとライフサイクル GHG 削減効果を推定した。

5.1.2. 推定方法

<対象施設>

推計に当たっては表 5-1 に示したとおり、平成 23 年度一般廃棄物処理実態調査の統計データ[218]を用い、「廃止」または「休止」している施設は稼働当時の処理量が不明なため除外した。「新設（建設中）」については年間処理量がゼロの場合のみ除外した。それ以外の施設についても、平成 23 年度ならびに平成 24 年度の年間処理量がゼロの場合は除外した。その他、ごみ組成データが矛盾している施設を除外する等の整理を経て国内 1,068 の焼却施設を推計対象とした。このうち、広域処理、個別処理の内訳はそれぞれ 379 施設、689 施設である。

表 5-1 本研究の推定対象及び除外施設数の構成

		施設数
平成 23 年度一般廃棄物処理実態調査に記録がある施設		1,252
除外施設	廃止	38
	休止	100
	新設（建設中）かつ年間処理量がゼロ	9
	平成 23 年度、平成 24 年度ともに年間処理量がゼロ	24
	その他	13
	除外施設計	184
本研究の推定対象施設		1,068

<MSW 処理量>

時系列としては 2011 年（平成 23 年）現在、2020 年、2030 年段階を想定し、施設使用期間は 30 年とした。将来の都市廃棄物焼却量は各施設の収集地域内（市町村内）の人口（出生中位・死亡中位推計値）[220]に比例して増減すると仮定し、2011 年の MSW 処理量に人口増減率（2010 年比）をそれぞれ乗じて推定した。推定対象とした 2011 年稼働中 1,068 施設の処理労力別のごみ収集区域内の人口増減率を表 5-2 に示した。処理能力 300 ton/日以上施設の収集区域内の人口は 2030 年に 3.2%減と僅かであるのに対し、50 ton/日未満の小規模施設においては 15.1%減とな

り、大都市部と地方で人口変化の傾向が異なる点に留意が必要である。なお、今回の推計では廃棄物減量施策やプラスチック製容器包装等の分別リサイクル促進による焼却量の減量は考慮されていない点に留意が必要である。また、施設更新後の処理能力は災害等の緊急時にも頑強な廃棄物処理システムを構築すべきとの観点から、普段の廃棄物発生量に対して一定の余裕を持った設計とする必要性が指摘されているところである。しかし、本推定では各施設の 2011 年現在の処理能力に対する焼却量の割合（平均値では 51.5%）が更新後も維持されると仮定した。表 5-3 に施設使用期間 30 年とした時の 2020 年および 2030 年段階に更新が必要な施設数と人口ベースで推定した MSW 年間処理量を整理した。

表 5-2 焼却施設処理能力別の収集区域内人口増減率（2010 年比）

2011 年稼働中の 焼却施設の処理能力	施設数	収集区域内の人口増減率（2010 年比）		
		2010 年	2020 年	2030 年
50 ton/日未満	313	100.0%	93.3%	84.9%
50 ton/日以上－300 ton/日未満	571	100.0%	96.3%	90.0%
300 ton/日以上	184	100.0%	100.2%	96.8%
合計	1,068	100.0%	98.6%	94.1%

※市町村内に複数の焼却施設がある場合は人口を重複して計上している。

表 5-3 2011 年、2020 年および 2030 年における更新施設数および廃棄物年間処理量

	施設数	年間処理量（千 ton/年）	
		MSW	うち厨芥類
2011 年現在	1,068	34,920	14,203
2020 年までに			
更新を迎える焼却施設	324	9,665	4,025
継続使用できる焼却施設	744	24,223	9,750
合計	1,068	33,888	13,775
2030 年までに			
更新を迎える焼却施設	825	22,224	9,007
継続使用できる焼却施設	243	9,657	3,947
合計	1,068	31,881	12,954

※施設使用期間 30 年として。

＜施設更新シナリオ設定＞

2011 年段階で発電設備を有する焼却施設は 308 施設、平均発電効率は 11.7%（単純平均）である（図 5-1）。2020 年、2030 年の処理シナリオとして、現在広域処理を行っている処理量 50 t/日程度以下の中小都市においては、その更新時期において焼却発電可能な規模の施設を建設することが困難となることが予想される。焼却発電が可能な施設規模は望ましくは 100 t/日以上、複数の中小都市の広域処理施設の立地合意は容易には進まない地域もあるとの判断からの想定であ

る。したがって、現在発電を伴っている一部焼却施設が更新後に発電能力を失うシナリオを「中小都市焼却施設未発電」シナリオ（以下「S2020-A」、「S2030-A」）として想定した。但し、更新後の規模として 100 t/日以上以上の処理能力となる施設においては発電効率 15%で発電可能とした。さらに、施設更新時に AD 施設を導入し厨芥類を AD 利用、かつ残りの MSW（以下「その他可燃ごみ」）は焼却処理、そのうち処理能力 100 t/日以上以上の焼却施設においては高効率焼却発電施設に更新するシナリオを「高効率焼却発電+AD 導入シナリオ」（以下「S2020-B」、「S2030-B」）とした。ごみ発電時の発電効率は 100 t/日以上 300 t/日未満規模の施設で 15%、300 t/日以上で 20%とし、AD 導入ケースは効率 40%のガスエンジン発電とした。各シナリオの規模別の建設施設数内訳を表 5-4 に、シナリオ別の各施設処理量を表 5-5 に整理した。例えば S2020-A の 300 ton/日以上以上の焼却施設建設数は 59 施設に対し、S2020-B は 18 施設となっているように、AD 施設の導入により焼却施設は小型化する傾向になる。

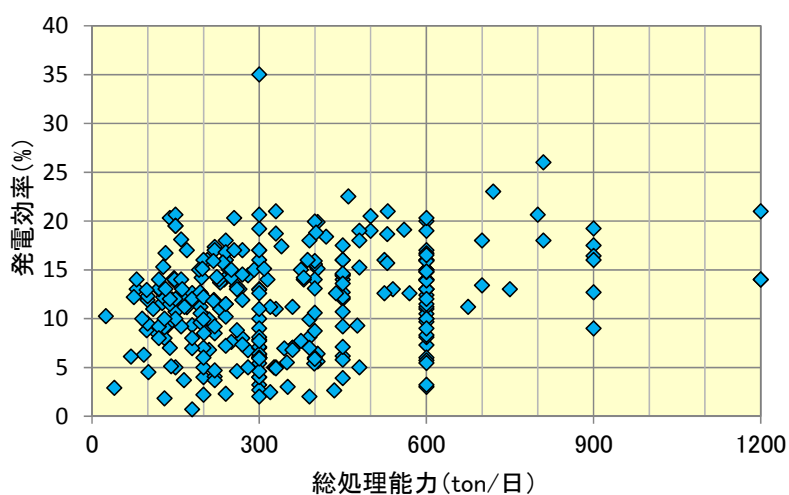


図 5-1 2011 年稼働中の焼却施設処理能力と発電効率の関係図(N = 308)

表 5-4 2020 年および 2030 年の処理規模別の施設数内訳

施設規模 (ton/日)	未更新		更新				
	継続使用の焼却施設		焼却施設のみ建設		焼却施設+AD 施設建設		
	2020 年 (S2020-A, S2020-B)	2030 年 (S2030-A, S2030-B)	2020 年 (S2020-A)	2030 年 (S2030-A)	2020 年 (S2020-B)	2030 年 (S2030-B)	
焼 50 未満	240	52	73	261	134	403	
却 50～100 未満	133	39	64	158	93	196	
施 100～300 未満	246	98	128	276	79	181	
設 300 以上	125	54	59	130	18	45	
合計	744	243	324	825	324	825	
A 20 未満			—	—	80	283	
D 20～50 未満			—	—	92	220	
施 50～100 未満			—	—	80	168	
設 100 以上			—	—	72	154	
合計			—	—	324	825	

※1 着色セル：発電を伴う施設。未更新（継続使用）の焼却施設については 2011 年時点の状況を踏襲。

表 5-5 シナリオ別の各施設の廃棄物処理量内訳

	S2011	S2020-A	S2020-B	S2030-A	S2030-B	
焼却施設	34.9	33.9	29.9	31.9	22.9	百万 ton/年
AD 施設	0.0	0.0	4.0	0.0	9.0	百万 ton/年
合計	34.9	33.9	33.9	31.9	31.9	百万 ton/年

発電量ポテンシャルを推計するとの観点から、S2020-B、S2030-B シナリオは厨芥類全量が AD 施設でバイオガス化利用されるとした。また、含水率の高い厨芥類を分別することで、その他可燃ごみは含水率が低下し、低位発熱量（LHV）が増加することが知られている。しかし、厨芥類の分別がその他可燃ごみに与えるこうした間接効果まで含めた LCA 研究は MSW を対象とする一部研究[38]を除き、厨芥類のみに着目した研究では一般的ではない。本推定では厨芥類の分別により湿重量当たりの LHV が増加することを考慮するため、Eq. 5-1 に示した Steuer の LHV 推定式[73]を用いて MSW、厨芥類ならびに厨芥類分別時のその他可燃ごみの LHV を推定した。LHV 推定に必要な元素組成は、平成 23 年度一般廃棄物処理実態調査の統計データ[218]のごみ 6 分類（「紙・布類」、「ビニール・合成樹脂、ゴム、皮革類」、「木、竹、わら類」、「厨芥類」、「不燃物類」、「その他」）と三成分、ごみ分類別の元素組成データ[221]を元に表 5-6 のとおり設定した。例えば、MSW の 35.9%を厨芥類が占める京都市南部クリーンセンター第 1 工場のごみ組成を用いて推定すると、厨芥類を全量分別することでその他可燃ごみの LHV は 48.2%増加する。全対象施設の平均としては、厨芥類の分別収集により MSW の質重量当たり LHV は 69.1%（単純平均）増加した。

メタン発酵は高温乾式メタン発酵を想定し、バイオガス生成量等に関するデータは表 2-13 の「全体値」（バイオガス生成量 141.6 Nm³/ton-waste、メタン濃度 57.9 wt%、低位発熱量 2,942 MJ/ton-waste）を用いた。

＜ライフサイクル分析のための単位プロセス設計＞

ライフサイクル GHG ならびにエネルギー消費について、表 5-7 に整理したパラメータを用いてごみ収集時の軽油消費量および焼却施設、AD 施設の消費電力をそれぞれ推計した。焼却残渣の埋立処理は寄与が小さいことから対象外とした。焼却施設の消費電力の推計に当たっては、各シナリオ、各焼却施設についてごみ組成や発熱量を説明変数とする NIES の回帰式[164]を用い、AD 施設については厨芥類中の TS 当たり、廃水発生量当たりの原単位を用いて算出した。なお、焼却施設は更新時に省エネ化等により消費電力を低減できることも予想されるが、本研究においては考慮していない。ライフサイクル GHG 推定について、系統電力の CO₂ 排出係数は 0.439 kg-CO₂/kWh[222]を、軽油は 2.83 kg-CO₂/L[223]を用いた。

$$LHV = 339.4 \times (C - \frac{3}{8}O) + 238.8 \times \frac{3}{8}O + 1445.6 \times (H - \frac{1}{16}O) - 25 \times (9H + W) \quad \text{Eq. 5-1}$$

LHV : 低位発熱量 (MJ/ton-wet)
 C : 炭素割合 (wt%)
 H : 水素割合 (wt%)
 N : 窒素割合 (wt%)
 O : 酸素割合 (wt%)
 W : 含水率 (wt%)

表 5-6 ごみ分類別の元素組成[221, 計算値]

		紙・布類	ビニール、 合成樹脂、 ゴム、 皮革類	木、竹、 わら類	厨芥類	不燃物類	その他
化石由来 C	[dry%]	10.9	76.1	0.0	0.0	0.0	0.0
バイオマス由来 C	[dry%]	35.7	0.0	47.7	42.5	17.1	17.1
H	[dry%]	6.4	11.3	6.0	5.9	2.2	2.2
N	[dry%]	0.5	0.2	0.8	3.1	0.9	0.9
O	[dry%]	39.6	8.8	39.0	29.9	12.0	12.0

表 5-7 化石エネルギー関連の設定パラメータ

プロセス	項目	値	単位	出典
収集	軽油消費量	混合収集	4.05 L/ton	[205, 計算値]
		分別収集（厨芥類）	5.63 L/ton	[205, 計算値]
		分別収集（その他可燃）	4.22 L/ton	[205, 計算値]
焼却	消費電力	—	NIES の回帰式	[164]
メタン発酵	消費電力	前処理・発酵	357.5 kWh/ton-TS	[72]
		廃水処理	32.5 kWh/ton-廃水	[72]

5.1.3. 解析結果

発電電力量の解析結果を図 5-2 に示したが、S2020-A、S2030-A シナリオはそれぞれ現状と比較して 28%、42%の発電電力量が増加する結果となった。すなわち、2020 年までに更新を迎える施設は 1990 年以前に建設された施設であり、発電を伴わない大規模施設が施設更新によって発電能力を有した結果、2020 年においては発電電力量が増加する。また、2020 年から 2030 年の間に更新を迎える施設は 1990 年以降に建設された施設であり、中小、大都市いずれも一定数の施設が更新前から発電能力を有しているものの、更新により発電効率が向上する傾向にあったことから S2030-A シナリオにおいても増加を示した。ただし、焼却施設立地に対する市民合意形成は簡単ではなく、とくに広域処理の場合は市町村間の公平性に関する視点から立地場所が固定化することへの懸念は強い。こうした背景から、ここで示したような焼却施設更新による発電電力増加が達成できるかどうかには不確定要素も存在する。

これに対し、AD 施設を導入する S2020-B、S2030-B シナリオは現状に比べ、それぞれ 36%、62%の発電電力量増加が期待できることが明らかとなった。また、焼却施設のみ建設する S2020-A、S2030-A シナリオと比べて、S2020-B、S2030-B シナリオの焼却施設の発電電力量は減少するが、AD 施設と合わせた総発電量では上回る結果となった。AD 施設の発電量ポテンシャルは、2020 年、2030 年それぞれで 1300 GWh/年（発電能力 21 万 kW）、2900 GWh/年（発電能力 46 万 kW）と試算された。この時の焼却施設の発電電力量から割り戻した発電能力は、それぞれ 2020 年で 171 万 kW、2030 年で 182 万 kW となった。また、焼却施設の処理能力別の発電ポテンシャル内訳を表 5-8 に示した。S2020-B、S2030-B シナリオでは「50 ton/日未満」、「50～100 ton/日未満」の中小規模の焼却施設より AD 施設の発電ポテンシャルの割合が大きい傾向が確認された。すなわち、中小都市にとって AD 施設は効果的な処理方法・エネルギー利用手段となり得ることが示唆される。AD 施設導入により中小都市もエネルギー回収を図ることで地域のエネルギー供給に貢献するとともに、国内のエネルギー回収量も増加させることが期待できる。

消費エネルギー等も考慮したライフサイクル全体でのエネルギー収支結果を図 5-3 に、GHG 排出量を図 5-4 に示した。AD 施設導入（S2020-B、S2030-B）により、高効率焼却発電のみへの更新（S2020-A、S2030-A）からさらに 2020 年では 4.1 PT/yr、2030 年では 13 PJ/yr のエネルギー回収がそれぞれ期待できる結果となった。2011 年度の世帯当たりの家庭部門のエネルギー消費量 38.4 GJ/世帯/yr [224]で換算すると、S2011 と比較して、S2020-B、S2030-B には約 152－214 万世帯分のエネルギーの提供が期待できる。S2011 と比較した GHG 削減効果としては、

S2020-B、S2030-B でそれぞれ 133 万 ton-CO₂eq/yr、242 万 ton-CO₂eq/yr の削減効果と試算された。

以上から、消費エネルギー等を考慮したライフサイクル分析からも、焼却施設の更新時に AD 施設を導入することでエネルギー消費量、GHG 排出量を低減できることが確認された。

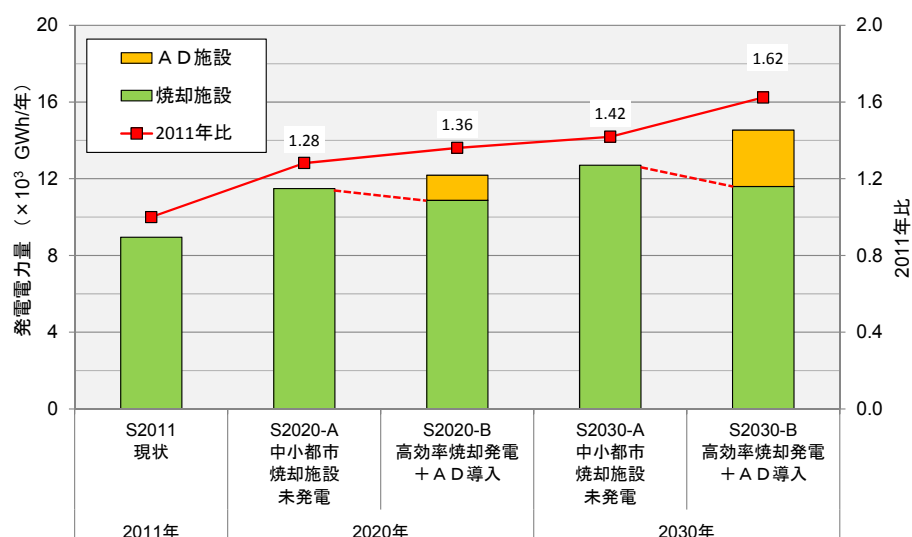


図 5-2 施設更新に伴う発電ポテンシャル推計結果

表 5-8 焼却施設の処理能力別の発電ポテンシャル内訳

焼却施設の 処理能力 [ton/日]		S2011	S2020-A	S2020-B		Total
		焼却施設	焼却施設	焼却施設	AD 施設	
50 未満	[GWh/yr]	34	4	31	178	209
50～100 未満	[GWh/yr]	557	73	550	329	879
100～300 未満	[GWh/yr]	3,775	3,573	5,299	599	5,898
300 以上	[GWh/yr]	4,590	7,831	4,993	210	5,202
合計	[GWh/yr]	8,957	11,481	10,873	1,316	12,188
焼却施設の 処理能力 [ton/日]		焼却施設	S2030-A	S2030-B		Total
			焼却施設	焼却施設	AD 施設	
50 未満	[GWh/yr]		5	60	459	519
50～100 未満	[GWh/yr]		83	458	603	1,060
100～300 未満	[GWh/yr]		5,032	6,226	1,239	7,464
300 以上	[GWh/yr]		7,587	4,853	644	5,497
合計	[GWh/yr]		12,707	11,596	2,945	14,540

※AD 施設の発電ポテンシャルについても、新設する焼却施設の規模に対して振り分けた。

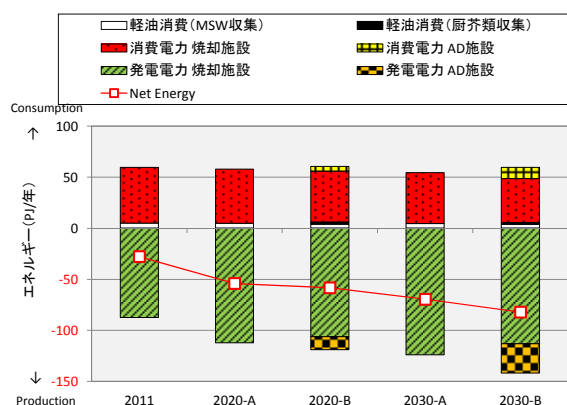


図 5-3 シナリオ別の
エネルギー収支結果

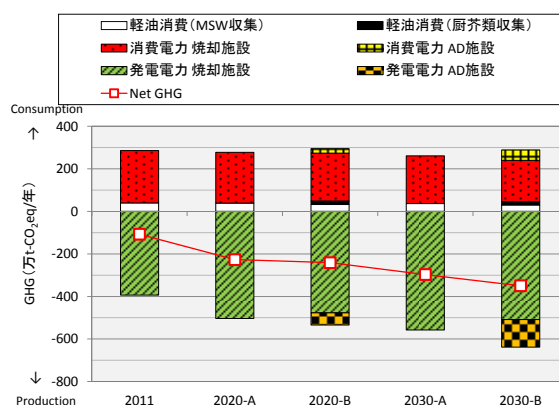


図 5-4 シナリオ別の
ライフサイクル GHG 結果

5.1.4. 広域処理モデルケース試算

最後に、施設更新の機会を利用した MSW 処理戦略の一例として、MSW 発生量 40 ton/日規模（人口 3～5 万人程度）の 4 市町の広域処理モデルケースの効果試算を紹介しておく。本広域での MSW 発生量は 160 ton/日（58,400 ton/年）であり、そのうち厨芥類は 33.9%の 54.2 ton/日（19,800 ton/年）とした。施設更新後の MSW 処理イメージは表 5-9 に示したとおり、Case 1 と Case 2 では施設更新時に広域処理が維持できず各市町で個別処理を行うケース、Case 3 および Case 4 も広域処理を継続するケースを想定した。処理方法は MSW を全量焼却する（Case 1、Case 3）、厨芥類全量を AD 施設でバイオガス化し、残りの MSW を焼却処理する（Case 2、Case 4）とした。個別処理では発電能力を有しない焼却施設、広域処理では発電効率 15%の発電設備を有する焼却施設に更新するとした。システム境界は収集から最終処分までライフサイクル全体を対象とした。但し、残渣処理は対象外とした（AD は廃水処理も含む）。なお、広域処理を実施している市町の地域特性によっては、発酵残渣の堆肥利用も期待できる可能性がある。

表 5-9 広域処理モデルケースの MSW 処理方法

	個別/広域	処理方法
Case 1	個別処理	MSW 全量：焼却施設（未発電）
Case 2	個別処理	厨芥類：AD 施設（発電効率 40%） その他 MSW：焼却施設（未発電）
Case 3	広域処理	MSW 全量：焼却（発電効率 15%）
Case 4	広域処理	厨芥類：AD 施設（発電効率 40%） その他 MSW：焼却（発電効率 15%）

試算結果を表 5-10 に整理した。個別処理では厨芥類を AD 利用することで一定の発電余剰電力を得ることはできるが、焼却施設と合わせた全体では余剰電力は得られないことが分かる（Case 2）。しかしながら、個別に発電がない焼却処理を行う Case 1 に比べて GHG 排出量は 8 割程度を減らすことができる。一方、広域処理により発電能力を有することのできる規模の焼却

施設に更新することで 12,000 MWh/年（Case 3）、AD 施設導入と組み合わせることで 17,000 MWh/年（Case 4）の余剰電力が期待できる結果となった。GHG 削減量としてはそれぞれ 5,400 t-CO₂/年、7,400 t-CO₂/年の削減効果となる。Case 4 の焼却処理は、厨芥類の分別による「その他 MSW」の発熱量増加効果で Case 3 と同程度の余剰電力が期待でき、さらにバイオガス発電による発電効果が上乗せされた。

エネルギー収支結果、ライフサイクル GHG 結果をそれぞれ図 5-5、図 5-6 に示した。エネルギー収支、GHG 排出量ともに焼却発電ができない小規模の個別処理（Case2）では、AD 施設を導入しても正味エネルギー収支、正味 GHG 排出量は正值となった。これに対し、広域処理により焼却発電が可能な規模の焼却施設を稼働させることで、正味エネルギー収支、正味 GHG 排出量は負値となり、削減効果が期待できることが明らかとなった。

以上から、AD 施設の導入効果は厨芥類の分別収集率も考慮しなければならないものの、AD 施設導入は将来の MSW 広域処理システムにとっても十分検討する価値がある道筋であることが示唆された。大都市のみならず中小都市でもエネルギー回収を図ることで地域のエネルギー供給に貢献するとともに、国内のエネルギー回収量も増加させ低炭素社会に貢献できることが期待できる。

表 5-10 広域処理モデルケース試算結果

			個別処理		広域処理	
			Case 1 全量焼却 (未発電)	Case 2 焼却（未発電） +AD 処理	Case 3 全量焼却	Case 4 焼却 +AD 処理
焼却施設	消費電力	MWh/年	8,760	5,791	8,760	5,791
	発電電力	MWh/年	0	0	21,160	18,184
	(発電能力)	kW	0	0	(2,416)	(2,076)
	余剰電力	MWh/年	-8,760	-5,791	12,400	12,393
	GHG 削減量	t-CO ₂ /年	-3,846	-2,542	5,444	5,441
AD 施設	消費電力	MWh/年	—	2,073	—	2,073
	発電電力	MWh/年	—	6,472	—	6,472
	(発電能力)	kW	—	(739)	—	(739)
	余剰電力	MWh/年	—	4,399	—	4,399
	GHG 削減量	t-CO ₂ /年	—	1,931	—	1,931
合計	余剰電力	MWh/年	-8,760	-1,392	12,400	16,792
	GHG 削減量	t-CO ₂ /年	-3,846	-611	5,444	7,372

※余剰電力、GHG 削減量が負値の時は電力消費、GHG 排出を意味する。

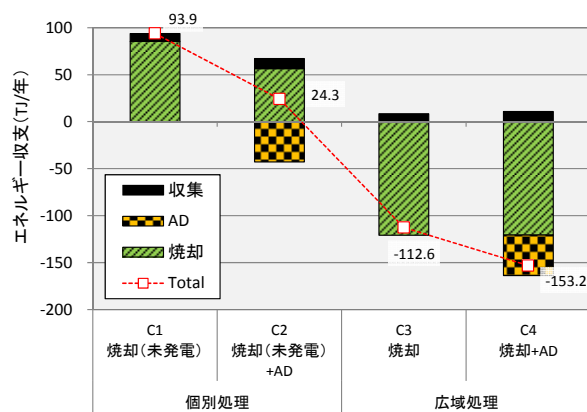


図 5-5 広域処理モデルケースの
エネルギー収支結果

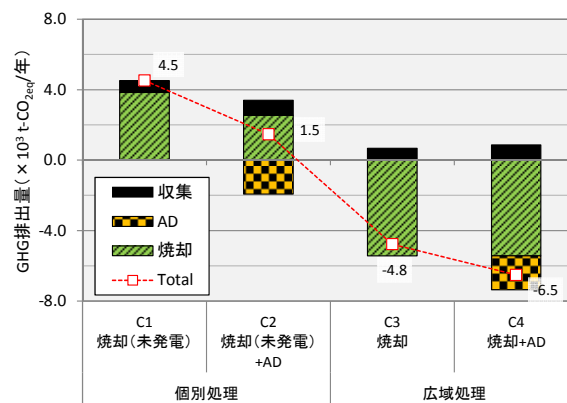


図 5-6 広域処理モデルケースの
ライフサイクル GHG 結果

5.2. 京都市を事例とした地域利用効果

5.2.1. 背景と目的

前節では厨芥類の AD 施設導入効果について、国内ポテンシャルならびに中小都市を想定した広域処理モデルケースを対象にライフサイクル解析を実施した。一方、厨芥類に限らず廃棄物系バイオマスは広く薄く賦存していることから、これらバイオマス資源は地域で利活用することが望ましく、統合的な利用システムを構築することによる環境負荷低減効果の増加が期待される。そこで、国内大都市における廃棄物系バイオマスの地域利活用として、京都市をケーススタディとしたライフサイクル解析を実施した。

5.2.2. 機能単位ならびにシステム境界、環境影響領域

機能単位は「京都市で 1 年間に発生する MSW 577,888 ton/yr および廃食用油 1,806 ton/yr の処理」とした。MSW は家庭系ごみ、事業系ごみおよび持ち込みごみを対象とし、MSW の発生量は 2008 年度実績を用い、廃食用油については京都市 BDF 燃料化施設での利用量のみ計上した。京都市の MSW 組成データ[225-228]を表 5-11 に、ごみ分類別の元素組成データ[221]を附録 7 に示した。廃棄物系バイオマスについて、厨芥類の割合は家庭系ごみ 35.2%、事業系ごみ 41.1%、雑紙については家庭系ごみ 23.5%、事業系ごみ 20.9%である。木質類の割合は家庭系ごみ 2.5%、事業系ごみ 5.5%、持ち込みごみ 63.4%であり、主に持ち込みごみから排出される。

システム境界は廃棄物の収集から処理・リサイクル、最終処分までとした。評価する環境影響領域は地球温暖化とし、CO₂、CH₄、N₂O 排出量を算出の上、GWP100 年値[156]を用いて特性化した。

表 5-11 京都市の MSW 組成[225-228]

		家庭系	事業系	持ち込み
合計 (ton/yr)		239,890 (100.0%)	238,949 (100.0%)	97,243 (100.0%)
厨芥類		35.2%	41.4%	0.0%
紙類	古紙類	9.3%	12.2%	6.4%
	雑紙	23.5%	20.9%	4.8%
プラスチック類	容器包装	9.6%	5.5%	4.7%
	PET ボトル	1.5%	0.9%	
	その他	1.8%	6.2%	
木質類		2.5%	5.5%	63.4%
金属類	アルミ缶	0.3%	0.2%	2.0%
	スチール缶	0.6%	1.0%	
	その他	1.5%	0.9%	
その他	ガラス類、繊維類、等	14.2%	5.6%	18.7%
廃食用油 (ton/yr)		1,806		

※廃食用油は京都市 BDF 燃料化施設での利用量のみ計上。

5.2.3. シナリオ設定

対象としたシナリオを表 5-12 に纏めたとおり、「全量埋立」(S1)、「全量焼却」(S2)、「リサイクル」(S3)、「厨芥類堆肥化」(S4)、「廃棄物系バイオマス利用」(S5-a,b) を設定した。S1 は嫌気性埋立を想定した。本シナリオは我が国では一般的ではないものの、多くの途上国が抱える現状が及ぼす環境負荷 (GHG 排出量) を把握するために設定した。S2 では発電効率 15% の蒸気発電による電力代替 (全電平均) を伴い、施設外への熱利用はないものとした。S3 はプラスチック製容器包装、PET ボトル、アルミ缶、スチール缶のみ分別リサイクルされ、残りは焼却処理されるシナリオであり、一般的な国内自治体の処理現状を反映したシナリオと言える。

S4 は S3 に加え、厨芥類のみ分別収集、堆肥化利用されるシナリオであり、化学肥料を代替するとした。S5 は平成 19～21 年度に京都市で実施された地域実証事業「京都バイオサイクルプロジェクト」[229] で実証された廃棄物系バイオマスの地域統合利用シナリオである。具体的には、廃食用油を BDF 利用し、BDF 製造に必要なメタノールを廃木材の熱分解ガス化・メタノール合成技術により供給することで真にカーボンフリーな BDF が製造できる。BDF 製造に必要なバイオメタノール製造後の余剰分の廃木材は熱分解ガス化、ガスエンジン発電利用する。そして、副産物として生成する廃グリセリンを厨芥類と一緒に超高温可溶化・高温乾式メタン発酵利用することでエネルギー回収を図る統合的利活用システムである。超高温化技術は投入原料やメタン発酵汚泥の可溶化促進により、発酵日数の短縮、バイオガス発生量の増大、発酵残渣および廃水発生量の低減を可能とする技術である [162, 163]。廃グリセリンに加えて厨芥類のみ、あるいは厨芥類と雑紙 (ティッシュ等の使い捨て紙製品) をメタン発酵利用するシナリオをそれぞれ S5-a、S5-b とした。各処理・リサイクル方法別の代替物は表 5-13 に纏めた。

各品目について、焼却処理せず分別収集するシナリオでの分別収集率は、プラスチック製容器包装 35.8%、アルミ缶 89.9%、スチール缶 85.8%、厨芥類 43.8%、雑紙 8.1% とした。厨芥類、雑紙の分別収集率は 2008－2009 年度に京都市で行われた生ごみ・紙ごみ分別収集モデル実験の結果を用いた [230]。

表 5-12 設定シナリオ

No.	Scenario	Treatment method in each waste category					
		Food	Paper	Wood and plant	Waste cooking oil	Plastic packaging	Others
1	Uncontrolled landfill	Uncontrolled landfill	Uncontrolled landfill	Uncontrolled landfill	Uncontrolled landfill	Uncontrolled landfill	Uncontrolled landfill
2	Incineration	Incineration	Incineration	Incineration	Incineration	Incineration	Incineration
3	Recycling	Incineration	Incineration	Incineration	Incineration	Recycling	Incineration or recycling
4	Composting	Composting	Incineration	Incineration	Incineration	Recycling	Incineration or recycling
5-a	Integrated waste biomass utilization	Bio-gasification	Incineration	Pyrolytic gasification and GE power generation	Biodiesel fuel production	Recycling	Incineration or recycling
5-b			Bio-gasification				

表 5-13 処理・リサイクル方法別の代替物

ごみ品目	リサイクル方法	Substitute
プラスチック製容器包装	高炉還元	コークス
PET ボトル	再生 PET 樹脂製造	PET 樹脂
アルミ缶	再生アルミ地金製造	アルミ新地金
スチール缶	電炉鋼製造	スチール新地金
厨芥類	堆肥化	化学肥料
厨芥類＋雑紙 (non-recyclable paper)	超高温可溶化＋ 高温乾式メタン発酵（AD） ※バイオガスは GE 発電利用	電力
廃食用油	BDF（FAME）製造	軽油
草木類	熱分解ガス化＋GE 発電	電力
	熱分解ガス化＋MeOH 合成	MeOH（天然ガス原料）

MeOH：メタノール

5.2.4. 単位プロセス設計

<直接処理>

埋立処理では進出水処理の電力消費、重機使用時の軽油消費を計上した。埋立地は嫌気性条件とし、埋立ガス回収・利用はないとした。埋立地での有機物の分解は IPCC ガイドラインのモデル[131]を用いたが、有機物の分解率や埋立ガスのメタン濃度等の係数については松藤らの係数[231]を用いた。

<焼却処理>

焼却処理は 3.7.7 項や 4.5.2 項と同じモデルとした。ただし、発電効率 15%の蒸気発電による電力代替（全電平均）を伴い、施設外への熱利用はないものとした。焼却残渣は埋立処理されとした。

<マテリアルリサイクル：PET ボトル、アルミ缶、スチール缶>

PET ボトル、アルミ缶、スチール缶のインベントリデータは政策科学研究所[232]の値を用い、それぞれバージン素材の PET 樹脂、アルミ、スチールを代替するとした。

<プラスチック製容器包装リサイクル>

プラスチック製容器包装はケミカルリサイクルとし、高炉還元でのコークスを代替するとした。インベントリデータは JCPRA の値[160]を用いた。

<堆肥化：厨芥類>

堆肥の生産量は堆肥の含水率と有機物分解率から算出した。投入エネルギー及び GHG 排出量

は、製造過程で消費する電力及び軽油、加えて分解ガス中の CH_4 および N_2O を計上した。代替物は農地での N 肥効率を考慮した窒素相当量の化学肥料とした。

<超高温可溶化+メタン発酵：厨芥類、厨芥類+雑紙、廃グリセリン>

本プロセスでは超高温可溶化メタン発酵技術を採用した。メタン発酵の発酵方法は 55°C 高温乾式発酵とした。解析モデルは 3.7.6 項と同様であり、投入原料別に分解率を設定した。バイオガスは発電効率 37.3%のガスエンジン発電により発電利用するとし、系統電力を代替するとした。メタン発酵残渣は焼却処理されるとした。インベントリデータは ASTEM による実証データを用いた[155]。

<熱分解ガス化・メタノール合成：廃木材>

熱分解ガス化プロセスは、京都バイオサイクルプロジェクト[229]の実証設備でのガス化炉炭素転換率、 CO 、 H_2 を含む精製ガス組成を用いて精製ガス量、性状を算出した。熱分解残渣は搬出し、埋立処分することとした。精製ガス中の CO と H_2 はそれぞれ 10%-dry 前後である。GE 発電プロセスでは、精製ガスの LHV と発電効率から発電電力を算出し、発電効率は 33%とした。

<BDF 製造：廃食用油>

廃食用油を用いた BDF 製造法はアルカリ触媒法とし、4.5.3 項と同様のモデルを使用した。副産物の廃グリセリンはシナリオに応じて焼却処理もしくは厨芥類等とともに超高温可溶化、AD 利用した。

5.2.5. 結果と考察

シナリオ分析結果を報告する前に、MSW の品目別に見たライフサイクル GHG 排出原単位を概説する。まず、一般的に 3R 施策の効果を定量化する際にベース（比較対象）とされる処理方法、即ち埋立処理および焼却処理による廃棄物品目別のライフサイクル GHG 排出原単位（湿重量ベース）を図 5-7 に示した。廃棄物系バイオマスの直接埋立による GHG 排出量が特に大きいことが確認できる。厨芥類の GHG 排出原単位が紙類等の他のバイオマスと比べ低いのは含水率が高いためである。焼却処理（発電効率 15%）をベースとし比較した際の、MSW の品目別のライフサイクル時の GHG 排出または削減原単位は表 5-14 に示したとおりであった。厨芥類の堆肥化や廃木材、草木類の熱分解ガス化技術を除いて、原単位は負値、すなわち正味の効果として GHG 排出量を削減できることが確認された。

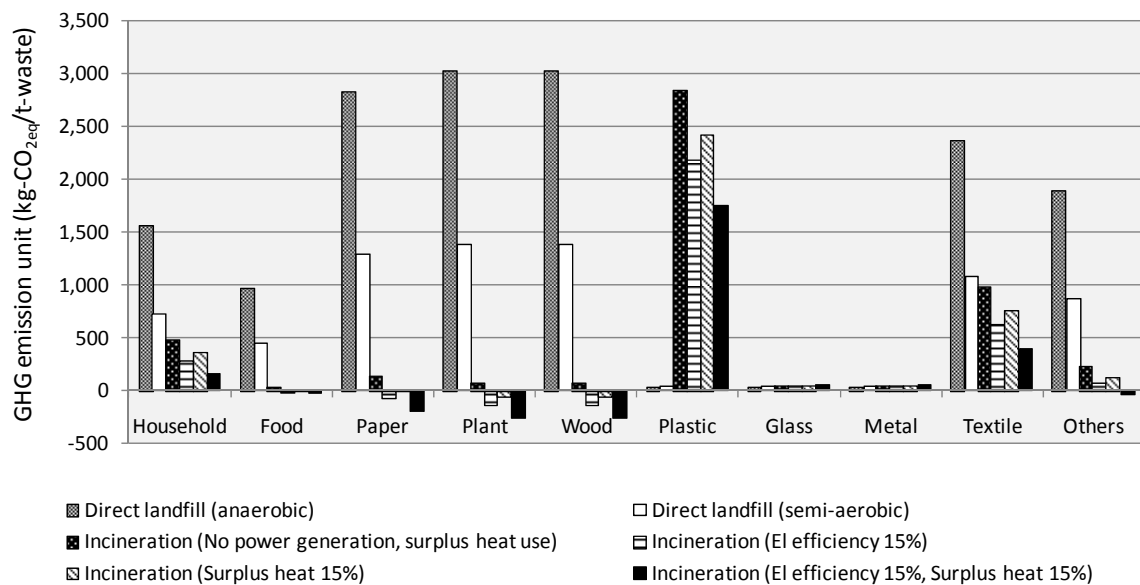


図 5-7 MSW 品目別の埋立・焼却処理時のライフサイクル GHG 排出原単位

表 5-14 MSW 品目別のリサイクル時のライフサイクル GHG 排出/削減原単位

Waste category	リサイクル方法	GHG 排出/削減原単位 [ton-CO ₂ eq/ton-waste]
プラスチック製容器包装	高炉還元	-2.03
PET ボトル	再生 PET 樹脂製造	-2.04
アルミ缶	再生アルミ地金製造	-6.10
スチール缶	電炉鋼製造	-0.73
厨芥類	堆肥化	0.06
	AD (GE 発電利用)	-0.11
厨芥類+雑紙	AD (GE 発電利用)	-0.13
廃食用油	BDF 製造	-1.49
廃木材、草木類	熱分解ガス化+GE 発電	0.02
	熱分解ガス化+MeOH 合	0.07
	成	

焼却処理（発電効率 15%）をベースとして比較した際の GHG 排出/削減原単位、
 正值：ベースよりも GHG 増、負値：ベースよりも GHG 減（削減効果あり）

続いて、シナリオ分析結果を図 5-8 に示した。全量埋立（S1）では 73 万 ton-CO₂eq/年の正味 GHG 排出となる。焼却シナリオ（S2）では 14.6 万 ton-CO₂eq/yr の GHG 排出であり、プラスチック製容器包装の分別リサイクルにより、さらに 4.6 万 ton-CO₂/yr が削減される結果（S3）となった。対して、メタン発酵利用を含む S5-a、S5-b の正味 GHG 排出量は 9.1 万 ton-CO₂eq/年、8.3 万 ton-CO₂eq/yr となり、現状シナリオ（S3）と比較して 9-17%の GHG 削減が期待された。

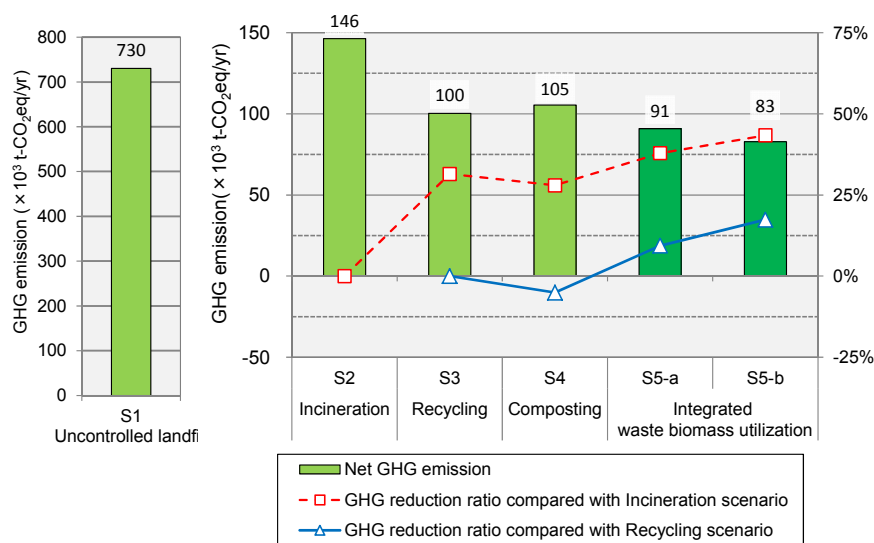


図 5-8 廃棄物系バイオマスを含む MSW 処理・リサイクルのシナリオ分析結果

MSW の分別・3R の促進を図ることで、さらに GHG 排出量を低減できる可能性が示唆される。そこで、分別収集率 100% を達成した際の最大効果を明らかにするため、厨芥類および雑紙がともに 100% 利用されるものとした解析結果を図 5-9 に示した。その結果、メタン発酵利用を含む S5-a、S5-b では国内現状 (S3) と比べ 20~30% (2.0 万~3.0 万 ton-CO₂eq/yr) の GHG 削減ポテンシャルが期待できる。この内、実に 1.9 万 t-CO₂eq/年を厨芥類のメタン発酵利用による削減効果が占めた。

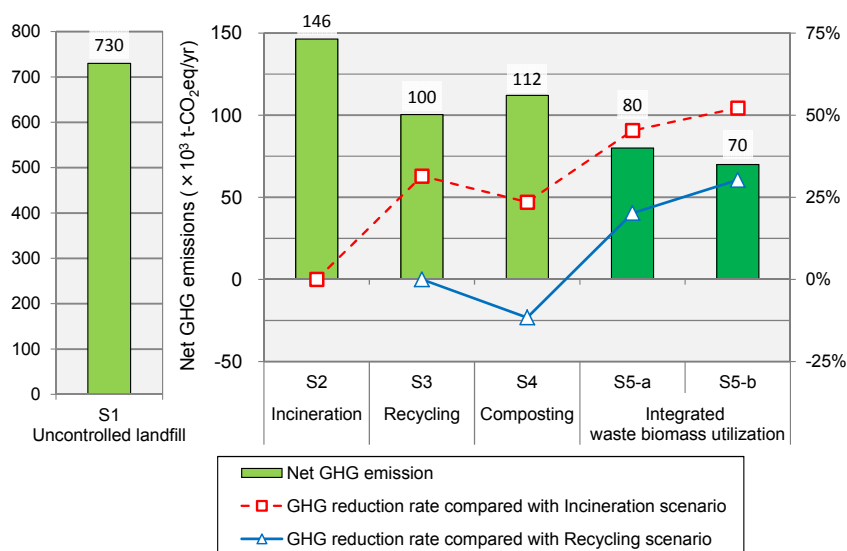


図 5-9 厨芥類及び雑紙の分別収集率を 100% とした時の GHG 削減ポテンシャル

このように、厨芥類のメタン発酵は自治体の廃棄物部門由来の GHG 削減に大きく貢献し得る再資源化策と言える。京都市の本推計結果を人口ベースで全国スケールに換算すると、厨芥類のメタン発酵利用だけで 170 万 t-CO₂eq/年の GHG 削減ポテンシャルに相当する。乾式メタン発酵

方式を採用し原料として雑紙を利用する、熱利用も含めたエネルギー回収の検討、分別生ごみ用袋としてメタン発酵利用可能なバイオマスプラスチックを利用する等の工夫により、一層の GHG 削減が可能となる。

5.3. 本章の結論

本章では、既存の焼却施設の老朽化に伴う施設更新の際に AD 施設を導入することによる我が国全体のエネルギー収支及びライフサイクル GHG 排出量（削減効果）を推計した。また、中小都市からなる広域処理モデルにおける地域導入効果を試算した。次いで、大都市ケースとして、地域の廃棄物系バイオマスを統合利用した際の地域導入効果を明らかにした。

本解析により得られた結論は次のとおりである。

- ・ AD 施設を導入することで現状（2011 年時点）に比べ、それぞれ 2030 年までに 62%の発電電力量増加が期待できることが明らかとなった。発電量ポテンシャルは AD 施設 46 万 kW、焼却施設 182 万 kW となった。消費電力等も加味したライフサイクル全体でのエネルギー収支は AD 施設導入により、高効率焼却発電のみへの更新からさらに 13 PJ/yr のエネルギー回収が期待できる。S2011 と比較した GHG 削減効果としては、242 万 ton-CO₂eq/yr の削減効果と試算された。
- ・ 中小都市（4 都市計 160 ton/日規模）から構成される広域処理モデルケースでは、エネルギー収支、GHG 排出量ともに焼却発電ができない小規模の個別処理では、AD 施設を導入しても正味エネルギー収支、正味 GHG 排出量は正值となった。これに対し、広域処理により焼却発電が可能な規模の焼却施設を稼働させることで、正味エネルギー収支、正味 GHG 排出量は負値となり、削減効果が期待できる。AD 施設導入は将来の MSW 広域処理システムにとっても十分検討する価値がある道筋であることが示唆された。
- ・ 京都市をケーススタディとした大都市での廃棄物系バイオマスの地域利用シナリオ分析により、正味 GHG 排出量は 8.3–9.1 万 ton-CO₂eq/yr となり、現状と比較して 9–17%の GHG 削減が期待された。廃棄物系バイオマスの中では、特に厨芥類のメタン発酵が自治体の廃棄物部門由来の GHG 削減に大きく貢献し得る再資源化策であることが確認された。

<5 章の参考文献>

- [218] 環境省（2013）平成 23 年度一般廃棄物処理実態調査、
http://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/ (Accessed 2013-November-26).
- [219] 株式会社三菱総合研究所（2013）環境省平成 24 年度廃棄物系バイオマス利用推進事業報告書.
- [220] 国立社会保障・人口問題研究所：日本の将来推計人口（平成 24 年 1 月推計）、
<http://www.ipss.go.jp/syoushika/tohkei/newest04/sH2401s.html> (Accessed 2013-November-26)
- [221] 全国都市清掃会議（2006）ごみ処理施設整備の計画・設計要領.
- [222] 電気事業連合会（2013）電気事業における環境行動計画.
- [223] トヨタ自動車株式会社、みずほ情報総研株式会社（2004）輸送用燃料の Well-to-Wheel 評価 日本における輸送用燃料製造（Well-to-Tank）を中心とした温室効果ガス排出量に関する研究報告書.
- [224] 資源エネルギー庁 Web site、部門別エネルギー消費の動向、
<http://www.enecho.meti.go.jp/about/whitepaper/2013html/2-1-2.html> (Accessed 2014-October-7).
- [225] 京都市環境（2009）家庭ごみ細組成調査報告書（詳細版）.
- [226] 京都市環境政策局、京都市の収集量（速報）について、
<http://www.city.kyoto.lg.jp/kankyo/page/0000057684.html> (Accessed 2010-February-8).
- [227] 京都市環境政策局（2010）事業系ごみ減量対策基礎調査結果報告書.
- [228] 京都市環境政策局（2009）平成 21 年度 環境政策局事業概要.
- [229] 財団法人京都高度技術研究所（2010）地球温暖化対策技術開発事業 カーボンフリーBDF のためのグリーンメタノール製造及び副産物の高度利用に関する技術開発成果報告書.
- [230] 京都市環境政策局（2010）平成 21 年度生ごみ等の分別収集による新たなエネルギー生成モデル実験調査業務.
- [231] 松藤康司、立藤綾子（1997）埋立構造の違いによる温室効果ガスの発生と制御、廃棄物学会誌 8 (6):438－446.
- [232] 政策科学研究所（2005）平成 16 年度 容器包装ライフ・サイクル・アセスメントに係る調査事業 報告書 ー飲料容器を対象とした LCA 調査ー.

6. 結論

6.1. 本論文の結論

MSWのうち、特に廃棄物系バイオマスの3Rは循環型社会・低炭素社会形成に大きく影響する要素であり、生産から廃棄、最終処分までの全体を見通したライフサイクル思考（Life cycle thinking）の概念に基づいた環境負荷低減効果の評価が求められる。本研究では、いくつかの廃棄物系バイオマスを事例に、ライフサイクルの視点から廃棄物系バイオマスの3R効果を明らかにすることを目的とした。以下に各章の概要と結論を纏める。

2章では廃棄物系バイオマスの3R効果の定量的評価に先立ち、廃棄物系バイオマスをはじめとするMSWの3Rに関する政策と、その取組状況を評価・管理するための評価指標とその取組効果の定量化の試みについて整理した。また、厨芥類を例とした定義、発生実態や3R政策、LCA等を用いた環境負荷の定量評価に関する国内外の動向も整理した。その結果、発生抑制（Waste prevention）の定義では、我が国では廃棄物の量そのものを減量することを意味するのに対し、EUやOECDで用いるWaste preventionは廃棄物中の有害物質の減量まで包括した概念となっていることが確認された。また、発生抑制をはじめ様々な指標が提案されているものの、統計データやデータの信頼性の欠如等の問題から、実際に適用されている指標や指標に基づいた目標は限定的であることを示した。一方、そうした3Rの取組効果の定量化についてはリサイクルにおいては国内外問わず活発に取り組まれているのに対し、発生抑制については定量化手法が整備されつつある段階であることを確認した。厨芥類に関しても、国や機関、研究者間で厨芥類や食品ロス等関連用語の定義やバウンダリが異なっている現状がうかがえた。FAOやWRI等複数の組織が一体となって、厨芥類（食品廃棄物）や食品ロスの定義や定量化手法の国際標準化の検討を始めており、実現すれば信頼性、実用性、一貫性のあるデータを得るための基盤が整備されることが可能となり、今後の動向が注目される。

3章では発生抑制策の1つとして、プラスチック製容器包装のバイオマスプラスチック（PLA100%またはPLAとPBSAの混合素材）への素材代替によるライフサイクルGHG排出量削減効果を定量化した。この結果、現状の化石資源のプラスチック製容器包装の生産～処理・リサイクルシナリオと比較して、素材代替により14–20%のGHGを削減できることが確認された。また、プラスチック製品の種類によって効果が異なり、家庭系廃プラスチック製容器包装の処理・リサイクルシステムの中では食品容器の素材代替効果が最も効果的であることが示された。

4章では、ディーゼル車への排ガス規制が世界中で強化される傾向にあり、新長期排ガス規制以降の排ガス規制適合車両へのFAME-BDFの利用が車両上の不具合の要因となってきた社会情勢の変化を考慮し、接触分解水素化精製法により製造したHBDを軽油やFAME-BDFと比較したLCAを行った。その結果、新長期排ガス規制適合車両が広く普及した将来においては、新短期排ガス規制適合車両までにしか使用できないFAME-BDFの製造～利用システムによる環境負荷低減効果は相対的に低くなることが指摘された。そして、今後FAME-BDFからHBDの製造～利用システムへシフトすることが、地球温暖化に加えて化石燃料消費、都市域大気汚染ならびに酸性化を考慮した際に最も効果的に環境負荷を低減できる結果となった。

5章では、焼却施設の老朽化に伴う施設更新の必要性が高まってきている現状を受け、中長期

の MSW 処理戦略として焼却施設の更新に加えて厨芥類のバイオガス化施設を導入することによる GHG 削減やエネルギー回収ポテンシャルを明らかにした。その結果、2030 年は 2011 年現在と比べ、焼却施設のための更新では 42%の発電電力量の増加が期待できるのに対し、バイオガス化施設も合わせて導入することで 62%まで増加できることが確認された。ライフサイクル全体でのエネルギー収支、GHG 排出量においても同様の傾向が確認された。特に焼却発電が難しい中小都市においては広域処理によりバイオガス施設を導入することが有効であり、十分検討する価値がある道筋であることが示唆された。大都市のみならず中小都市でもエネルギー回収を図ることで地域のエネルギー供給に貢献するとともに、国内のエネルギー回収量も増加させ低炭素社会に貢献できることが期待できる。

さらに、京都市でのケーススタディとして、厨芥類、雑紙、廃食用油ならびに廃木材を対象にした廃棄物系バイオマスの地域統合利用システムのライフサイクル GHG 削減効果を解析した。その結果、GHG 排出量は 8.3–9.1 万 ton-CO₂eq/yr となり、現状と比較して 9–17%の GHG 削減が期待された。廃棄物系バイオマスの中では、特に厨芥類のメタン発酵が自治体の廃棄物部門由来の GHG 削減に大きく貢献し得る再資源化策策であることが確認された。

以上のとおり、ライフサイクルの観点に立った種々の廃棄物系バイオマスに対するシステム解析により、廃棄物系バイオマスの 3R の有効性を定量的に評価し、GHG 排出量を中心とした環境負荷の低減に効果があることを明らかにした。

6.2. 今後の課題と展望

今後の研究課題としては、3R の概念に基づいた指標や目標提案が国際的に進められる中、特に 2R (Reduce, Reuse) について、その取組効果の把握が課題と言える。第三次循環基本計画では 2R の推進のために食品ロスが具体的に例示されている。食品ロス削減を推進する上では、食品ロスに関する実態把握のための統一的なモニタリング方法の確立や得られたデータの蓄積が必要である。そして、得られたデータを用いた指標と目標設定を行うことになるが、その際、ライフサイクルの視点に立った定量的評価による取組効果の裏付けが欠かせない。また、既存の多くの指標や目標が発生量に対して設定されているが、発生抑制は EU 等が定義しているように「環境負荷の低減」を目指すことが重要である。殊に発生抑制に関する目標設定においては、リサイクルとのトレードオフの関係性も意識する必要がある。

具体的な手順としては、厨芥類を核とした廃棄物系バイオマスの指標案と、そのために使用できる、あるいは新たにモニタリングが必要なデータ項目のリスト化、そして取組効果の定量的評価によるより効果的な指標・目標の同定、といった手順が考えられる。また、国家スケール、地域（地方自治体）スケールそれぞれで想定し得る指標や目標像は異なることが想定される。そのため、地域（地方自治体）スケールで推奨できる指標や目標については、モニタリング方法や目標設定に関するガイドラインを策定することで、全国的な展開を後押しすることが期待される。

京都市においては、ごみ半減という目標達成に向けたこれまでのごみ減量実績と、30 年以上に渡る家庭ごみ細組成調査の知見が蓄積されている。こうしたこれまでの実績を検証して得られる知見も、指標や目標設定検討の際には有用と考えられる。

さらに、発生抑制をはじめとする 3R は社会の生産活動の変化（動脈サイド）だけでなく市民のライフスタイルの変化（静脈サイド）も大きく影響する。こうした変化を定量的に把握するためにも、これらの変化を表現できるような生産～廃棄のライフサイクル全体での物質フローモデルの構築が必要と言える。例えば、食品の抱き合わせ販売（消費期限が近い等の理由で、同一の商品を 2 つ以上セット販売し、消費者の購入を促進すること）の抑制は、家庭からの食品ロスの排出減量には効果を示す一方、店舗からの排出増加を促す可能性が予想される。種々の 3R 策の取組効果を定量化する際には、発生抑制等 3R の行動の因果関係を解明する必要がある。

最後に、本研究で解析対象としたバイオマスプラスチックへの素材代替や HBD のディーゼル車利用、焼却施設の老朽化に伴う施設更新時のメタン発酵施設導入の効果解析は、いずれも中長期の視点に立った将来の我が国の社会システムの 1 つの可能性について実施効果を定量化したものである。移り変わる社会動向は廃棄物系バイオマスの 3R の選択肢やその環境負荷低減効果にも影響を与えることから、随時見直す機会を持つことが重要である。

本論文に関連する原著論文及び学会発表

<2章 厨芥類をはじめとする都市廃棄物の3R>

投稿論文（査読無）

- ・ 酒井伸一、矢野順也（2014）食品廃棄物のリデュース・リサイクルによる都市廃棄物処理戦略に関する展望、*廃棄物資源循環学会誌* 25 (1):55-68.

<3章 バイオマスプラスチックによる素材代替効果解析>

投稿論文（査読付）

- ・ J. Yano, Y. Hirai, S. Sakai, J. Tsubota (2014) Greenhouse gas emissions from the treatment of household plastic containers and packaging: Replacement with biomass-based materials. *Waste Management & Research* 32 (4):304-336.

学会発表

- ・ 矢野順也、松田健士、平井康宏、酒井伸一（2011）バイオプラスチックへの素材転換による都市ごみのGHG削減効果、第6回日本LCA学会研究発表会講演要旨集、202-203.
- ・ J. Yano, H. Hirai, S. Sakai (2011) Greenhouse gas reduction focused on utilization and treatment of biomass-based plastics in household waste. *Proceedings of the 2011 World Congress of International Solid Waste Association (ISWA)*, 301-311. Daegu, South Korea, 17-20 October 2011.
- ・ 矢野順也、平井康宏、酒井伸一（2012）プラスチック製容器包装のバイオマス素材への転換と処理・利用システムのライフサイクルCO₂比較分析、第7回日本LCA学会研究発表会講演要旨集、48-49.
- ・ 矢野順也、平井康宏、坪田潤、酒井伸一（2012）プラスチック製容器包装処理システムにポリ乳酸素材への転換が及ぼす温室効果ガス削減効果に関するシナリオ分析、第23回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集、99-100.
- ・ J. Yano, Y. Hirai, J. Tsubota, S. Sakai (2013) Scenario analysis for recycling system of biomass-based plastic containers and packaging from household waste. *Proceedings of 2013 World Congress of International Solid Waste Association (ISWA)*. Vienna, Austria, 7-11 October 2013.

<4章 廃食用油を原料とするバイオ燃料の技術革新効果解析>

投稿論文（査読中）

- ・ J. Yano, T. Aoki, K. Nakamura, K. Yamada, S. Sakai. Life cycle assessment of hydrogenated biodiesel production from waste cooking oil using the catalytic cracking and hydrogenation method. *Waste Management* (Under review).

学会発表

- ・ 矢野順也、平井康宏、浅利美鈴、出口晋吾、中村一夫、酒井伸一（2010）家庭系廃食用油の

賦存量と回収量に関する都市間比較、第21回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集、309－310.

- ・ J. Yano, T. Aoki, K. Nakamura, K. Yamada (2014) Life cycle assessment of biodiesel fuel production using the catalytic cracking and hydrogenation method. *Proceedings Venice2014, Fifth international Symposium on Energy from Biomass and Waste*. Venice, Italy. 17－20 November 2014.
- ・ 青木建樹、矢野順也、中村一夫、山田一男、酒井伸一(2014) 接触分解法と水素化精製技術を用いた第二世代バイオディーゼル燃料のライフサイクルアセスメント、第25回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集、287-288.

<5章 廃棄物系バイオマスの地域利用効果解析>

投稿論文（査読付）

- ・ 矢野順也、平井康宏、酒井伸一、出口晋吾（2010）廃木材利用による温室効果ガス削減効果の現在と将来の比較解析－低炭素社会の代替物変化による影響、*環境衛生工学研究* 24（1）:8－16.
- ・ 矢野順也、平井康宏、酒井伸一、出口晋吾、中村一夫、堀寛明（2011）都市ごみ中の厨芥類および紙類の利用システムによる温室効果ガスの削減効果、*廃棄物資源循環学会論文誌* 22（1）:38-51.

投稿論文（査読無）

- ・ （再掲）酒井伸一、矢野順也（2014）食品廃棄物のリデュース・リサイクルによる都市廃棄物処理戦略に関する展望、*廃棄物資源循環学会誌* 25（1）:55-68.

学会発表

- ・ J. Yano, S. Deguchi, T. Matsuda, Y. Hirai, S. Sakai (2010) Greenhouse gas reduction by municipal solid waste utilization including waste biomass. *Proceedings of the 9th International Conference on EcoBalance (EcoBalance2010)*. Tokyo, Japan. 9－12 November 2010.
- ・ J. Yano, H. Hirai, S. Deguchi, K. Nakamura, T. Miura, S. Sakai (2011) Life cycle analysis of integrated waste biomass utilization from municipal solid waste－Case study in Kyoto. *Proceedings of the 8th Expert Meeting on Solid Waste Management in Asia and Pacific Islands (SWAPI)*. Tokyo, Japan. 21－23 February 2011.
- ・ J. Yano, H. Hirai, S. Sakai (2011) Life cycle analysis of waste management focused on waste categories and treatment methods. *Proceedings of the thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium (Sardinia 2011)*. Cagliari, Italy. 3－7 October 2011.
- ・ J. Yano, S. Sakai (2014) Energy recovery potential from food waste in municipal solid

waste –Waste management strategy for renewing existing incineration facilities–.
Proceedings of 3RINCs, 1B-2-02. Kyoto, Japan, 10-12 March 2014.

- ・ 矢野順也、酒井伸一（2014）焼却施設の更新に伴う厨芥類のバイオガス化施設導入によるエネルギー回収および温室効果ガス削減効果のポテンシャル推計、第25回廃棄物資源循環学研究発表会講演論文集、55-56.

< 附録 >

第 2 章：

附録 1 MSW 発生抑制の分類と行動例[9]

発生抑制分類		行動例	行動により発生抑制される MSW
商品やサービスの消費量削減	市民の商品消費量削減 (これら商品により提供されるサービスの量の削減は除く)	両面印刷、両面コピーによる、家庭での紙消費量の削減	両面印刷された文書数に応じた一定量の紙
		購入の代わりに、商品のレンタルや貸し借り	貸し借りされた製品数に相当する製品量
	消費者にとって不必要な商品の浪費削減	個人の食品購入や貯蔵行動の改善、食べ残しの回避による食品廃棄物発生量の削減	個々の行動や、特定の食品廃棄物発生量を変化させた人の数に応じた一定量の食品廃棄物
		郵便ポストへの張り紙や、メールプリファレンスサービスによる、迷惑郵便物や迷惑広告配達の抑制	プリファレンスサービスに加盟する家庭の数や、迷惑郵便物の発生量に依存した、家庭へ送られる印刷物や広告チラシの量
一定の機能を備えた廃棄物発生量の少ない商品やサービスの開発と使用	商品の製造や容器包装で使用する物質消費量を、効率的な設計により削減（包装された商品の劣化するものをのぞく）	洗濯機の製造における鉄の使用量削減	使用される軽量化洗濯機の数に相当する洗濯機の量
		包装物の重量当たり容器包装使用量の削減	消費される軽量化容器包装の容量に相当する、従来の容器包装量
		容器の容量増加	より容量の大きな容器の消費により代替される、従来の容量の小さな容器の量
	未包装商品の使用	ボトルウォーターの代わりに、公共水の使用	飲料目的で使用する公共水の容積に相当するボトル量
	再使用可能な商品や、再使用可能な容器包装で提供される商品の開発と使用	使い捨てではなく、詰め替え式ボトルを使用した水や飲料の流通と使用	詰め替え式ボトルで消費された飲料物の容積に相当する、使い捨てプラスチック容器やガラスの量
		詰め替え式ドラフト液体洗剤の流通と使用	購入されたドラフト液体洗剤の容積に相当する、使い捨てプラスチック容器液体洗剤の量
		軽量プラスチック容器や紙袋に包装された乾燥食品の流通と使用	購入された軽薄容器包装の乾燥食品に相当する、使い捨て容器包装の量
		商品輸送の際のリターナブル段ボールの使用	リターナブル段ボールで行える輸送量に相当する、使い捨て段ボールの量
		再使用可能なおむつの使用	再使用可能おむつを使用する子供の数に相当する、使い捨ておむつの量
		紙手拭の代わりに電気手乾燥機の使用	電気手乾燥機で乾かせる手の数に相当する、紙手拭量

		再使用可能な買い物袋の使用	再使用可能な買い物袋の使用量に相当する、使い捨て買い物袋の量
		再使用可能な食器類の使用	再使用可能な食器類を使用した食事回数に相当する、使い捨て食器の量
		包装なしの果物や野菜の流通や購入	購入された包装なしの果物や野菜の量に相当する、使い捨て容器包装の量
	使い捨て商品ではなくデジタル商品の使用	小売業のオンラインでの広告による情報発信	従来であれば印刷されて送られるはずであった郵便物量に相当する、印刷広報物の量
		オンラインでの新聞の購読	オンラインで読まれた新聞の量に相当する、活字印刷の新聞量
		民間企業や行政の、文書のデジタル化	全過程がデジタル化された文書の量に相当する、活字文書量
商品の再使用	所有者（使用者）による使い捨て商品や容器包装の再使用	使い捨て買い物袋、使い捨てガラスジャー、使い捨てグラス、プラスチックボトルの再使用	<ul style="list-style-type: none"> 再使用商品数や再使用回数に依存した、新たな使い捨て商品量 再使用商品数や、二次使用と新商品の耐用年数の比に応じた、新たな耐久消費財の量
	中古品売買、交換による耐久消費財の再使用	中古市場での売買、必要な人への寄付、耐久消費財（衣服、織地、家具、電気製品等）の交換	再使用商品数や、二次使用と新商品の耐用年数の比に応じた、新耐久消費財の量
耐久消費財の長期使用	市民や修理店による耐久消費財の長期使用	市民や修理店による耐久消費財（衣服、織地、家具、電気製品等）の修理	修理した商品数や、二次使用と新商品の耐用年数の比に依存した、新耐久消費財の量
		製造者が提供する適切な操作とメンテナンスによる電気製品の性能維持	延長できた製品の耐用年数や、延長された耐用年数と新商品の耐用年数の比に応じた、新たな耐久消費財の量
	製造者による耐久消費財の長寿命化	効率的設計による家庭用電気製品の耐用年数の増加	長寿命家庭用電気製品の数や、それと短寿命家庭用電気製品の寿命比に応じた短寿命家庭用家電製品の量

第 2 章：

附録 2 EU 各国の定量的な発生抑制目標[36]

国	目標内容
Austria	None
Belgium (Brussel)	<ul style="list-style-type: none"> ・ 目標年 2020 年 ・ <家庭系> <ul style="list-style-type: none"> ・ 厨芥類 5 kg/人/yr の減量 ・ 紙類 7 kg/人/yr の減量 ・ 家庭の容器包装 10 kg/人/yr の減量 ・ 庭ごみ 12 kg/人/yr の減量 ・ Selectively collect and return 6 kg/inhab/yr of reusable items to the market. ・ <事業系> <ul style="list-style-type: none"> ・ 厨芥類 6kg/事業所/yr の減量 ・ 紙類 30 kg/事業所/yr の減量 ・ 容器包装 1 kg/事業所/yr の減量 ・ <学校> <ul style="list-style-type: none"> ・ 厨芥類 3 kg/生徒/yr の減量 ・ 紙ごみ 2.5 kg/生徒/yr の減量 ・ 容器包装（特に牛乳パック） 1 kg/生徒/yr の減量
England	<ul style="list-style-type: none"> ・ 国としての目標は発生抑制計画の中にはないが、先行プログラムの中には目標があるものがある。 ・ <Greening Government commitment の目標> <ul style="list-style-type: none"> ・ 2015 年までに 2009 年 10 月比で 25%のごみ減量 ・ <Courtauld Commitment の目標> <ul style="list-style-type: none"> ・ 2015 年までに 2012 年比で 5%の厨芥類減量 ・ 2015 年までに 2012 年比で 3%の食料品サプライチェーンに係る紙類（包装ごみ等）の減量
Finland	<ul style="list-style-type: none"> ・ MSW 発生量を 230-250 万 ton/yr（2000 年初頭の発生量）に抑え、2016 年までに減少傾向を示すようにする。
Germany	None
Hungary	None
Ireland	None
Italy	<ul style="list-style-type: none"> ・ 2020 年目標、2010 年比 ・ MSW/GDP を 5%減量 ・ Special hazardous waste/GDP を 10%減量 ・ Special non-hazardous waste/GDP を 5%減量
Latvia	<ul style="list-style-type: none"> ・ 目標年：2020 年 ・ MSW 発生量 400 kg/人以下 ・ MSW 総発生量 65 万 ton 以下 ・ Hazardous waste 発生量 5 万 ton 以下

Lithuania	None
Luxembourg	None
Malta	<ul style="list-style-type: none"> ・ 目標年：不明 ・ 厨芥類減量宣言者（? committed food reducer）を年間 10%増加 ・ ラジオや TV、新聞等の少なくとも 30 の媒体で厨芥類減量を啓発 ・ 食品購入時のノウハウを半数の学校、大中規模の事業所、スーパー、地元の食料品店に配布 ・ 今後 5 年間で購入量に対する厨芥類の重量を現状の 22%から少なくとも 15%に減量
Netherlands	<ul style="list-style-type: none"> ・ 廃棄物総発生量を 2015 年までに 68 Mton 以下、2021 年までに 73 Mton 以下にする。（→増える？） ・ 2009 年比で 2015 年の食品ロスを 20%減量 →そのために、廃棄物発生量を 17-31 kg/人に減量 ・ 2011 年比で 2015 年までに繊維類を 50%減量
Norway	None
Poland	None
Portugal	<ul style="list-style-type: none"> ・ 2007 年比で 2016 年の一人当たり廃棄物発生量を 10%減量
Scotland	<ul style="list-style-type: none"> ・ 2011 年比で 2017 年の廃棄物発生量 7%、2025 年 15%減量
Slovakia	<ul style="list-style-type: none"> ・ 2018 年までに埋め立てられる有機性廃棄物を 1995 年比で 40%減量
Spain	<ul style="list-style-type: none"> ・ 2020 年までに 2010 年比で廃棄物発生量 10%減量
Sweden	None
Wales	<ul style="list-style-type: none"> ・ 2007 年比で廃棄物発生量を 2025 年までに 27%、2050 年までに 65%減量 ・ 2006 もしくは 2007 年比で、2050 年までに以下の割合を減量 ・ 家庭系廃棄物発生量：毎年 1.2%減量 →18,869 ton/年の減量に相当 ・ 産業廃棄物：毎年 1.4%減量 ・ 事業系廃棄物：毎年 1.2%減量 ・ 建設廃棄物：毎年 1.4%減量

※None: 出典[36]に記載のないもの。

第 2 章：

附録 3 既往研究における厨芥類の処理・再資源化方法別の正味 GHG 排出量

出典	国/地域	原料	処理方法				単位	備考
			埋立	焼却	堆肥化	メタン発酵		
Morris, et al. (2013) [100]	—	OW	−150〜470 (ER)	—	集中型：−180〜40 家庭堆肥化：−210〜310	−590〜100	kg-CO ₂ eq/ton-OW	既往研究 82 報のレビュー結果。95% 信頼区間のみ抜粋。
Møller, et al. (2009) [99]	EU	家庭系 OW	—	—	—	発電 ^a ：−375〜33 自動車：−293〜111	kg-CO ₂ eq/ton-OW	収集プロセス除く。
Evangelisti, et al. (2013) [129]	Italy	MSW	840 (ER)	−42 ^a (ER)	—	−65 ^a	kg-CO ₂ eq/ton-MSW	
Cherubini, et al. (2009) [97]	Italy	MSW	1,300 (No ER) 590 (ER28%)	150 (ER27%)	—	(−230)	kg-CO ₂ eq/ton-MSW	MSW 中の FW 割合 49.5%。 AD ケースは MSW の非有機物の RDF (ER30%) の効果も含むため参考値。
Lundie et al. (2005) [130]	Australia	家庭系 FW	450	—	集中型：290 家庭堆肥化：1.6〜1500 (好気性〜嫌気性)	—	kg-CO ₂ eq/ton-FW	埋立ガスは燃焼処理(エネルギー回収なし)。
IGES (2011) [67]	Developing Asia	MS 中 FW	420〜1,050	—	20〜350	0〜170	kg-CO ₂ eq/ton-FW	IPCC (2006) [131]のパラメータ最小値・最大値を用いてアジア途上国ケースとして試算。廃棄のみ評価(収集除く)。
Bastian, et al. (2013) [98]	Indonesia	MSW 中 FW	2,000	160 (No ER) 52 (ER10%)	480	−230	kg-CO ₂ eq/ton-FW	
矢野ら (2011) [163]	Japan	FW	—	−25.0(ER15%)	—	−115.5〜−89.2	kg-CO ₂ eq/ton-FW	
酒井ら (2005) [108]	Japan	FW	—	都市部：29.4 農村部：62.3	都市部：23.5 農村部：31.1	都市部：−32.9 農村部：18.2	kg-CO ₂ eq/ton-FW	メタン発酵はガスエンジン発電ケースを抜粋。

a：熱利用含む。

※MSW：都市廃棄物、FW：食品廃棄物、OW：有機性廃棄物

※これらの数値は出典によって原料や代替効果の評価方法、バウンダリ等に違いがあるため、あくまで傾向を掴むための参考値として参照のこと。

第3章：

附録 4 素材代替前後のプラスチック製容器包装の素材構成

			Before material replacement								
			LDPE	HDPE	PP	PS	EPS	PET	PVC	100% PLA	PLA+PBSA
	Group	Density:	0.92	0.95	0.90	1.04	1.04	1.29	1.30	1.26	1.24
Containers	Foam trays		0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Food containers		0.0	15.4	18.2	25.3	25.3	15.7	0.1	0.0	0.0
	Commodity bottles		0.0	31.5	31.5	0.0	0.0	37.0	0.0	0.0	0.0
	Other containers		0.0	16.2	16.2	49.2	0.0	18.4	0.0	0.0	0.0
Packaging	Food packaging		22.7	22.7	34.4	0.0	0.0	0.2	20.0	0.0	0.0
	Shopping bags		100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Other packaging		23.3	23.3	41.8	11.1	0.0	0.4	0.1	0.0	0.0
	Trash bags		50.0	50.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
			After biomass-based replacement								
			LDPE	HDPE	PP	PS	EPS	PET	PVC	100% PLA	PLA+PBSA
Containers	Foam trays		0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Food containers		0.0	1.4	1.6	2.2	2.2	1.4	0.0	91.2	0.0
	Commodity bottles		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0
	Other containers		0.0	16.2	16.2	49.2	0.0	18.4	0.0	0.0	0.0
Packaging	Food packaging		7.0	7.0	10.7	0.0	0.0	0.1	6.2	0.0	69.0
	Shopping bags		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0
	Other packaging		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	43.0	57.0
	Trash bags		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0

第3章：

附録 5 バイオマスプラスチックによる素材代替効果解析：単位プロセスの設定パラメータ

Processes and parameters		Value	Unit	Specific features	Reference
Fossil-derived pellet production					
GHG emissions intensity	LDPE pellets	1.52	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹		[157]
	HDPE pellets	1.33	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹		[157]
	PP pellets	1.48	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹		[157]
	PS pellets	1.92	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹		[157]
	EPS pellets	1.94	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹		[157]
	PET pellets	1.58	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹		[157]
	PVC pellets	1.45	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹		[157]
Biomass-based pellet production					
GHG emissions intensity	PLA pellets	1.26	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹		[139]
	PBSA pellets	1.60	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹	Mean for fossil-derived pellet production.	Assumed
Importation of PLA pellets					
GHG emissions intensity		0.29	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹	Assumed equal to corn imports from the USA	[169], Estimated
Separate collection					
Diesel consumption	Source separation	12.3	L m ⁻³	Pressed volume basis (0.13 tonne m ⁻³).	Estimated
	Collected as mixed waste	4.1	L m ⁻³	Pressed volume basis (0.37 tonne m ⁻³).	Estimated
Incineration					
Electricity consumption	Regression coefficient	30.6	kWh tonne ⁻¹ waste		[164]
	Regression coefficient	0.0026	kWh MJ ⁻¹ waste		[164]
	Regression coefficient	0.0150	kWh m ⁻³ wet gas		[164]
CH ₄ emissions intensity	Regression coefficient	28.3	kWh tonne ⁻¹ ash		[164]
	Exhaust gas	0.96	g-CH ₄ tonne ⁻¹		[170]
	Moisture content of residue	18.1	%		[164]
Electricity production efficiency		10.0	%	For energy recovery case; produced by steam turbine	Assumed
Landfilling					
Electricity consumption		6.38	kWh tonne ⁻¹		[171]

Diesel consumption		0.763	L tonne ⁻¹		[171]
Biodegradation rate	PLA	85.8	%	Semi-aerobic conditions	[165]
	PBSA	85.8	%	Semi-aerobic conditions; assumed to equal to be the rate for PLA	Assumed
CH ₄ content in landfill gas	PLA	14.0	%	Semi-aerobic conditions	[165]
	PBSA	14.0	%	Semi-aerobic conditions; assumed to equal to be the rate of PLA	Assumed
Pretreatment (baling of plastic containers and packaging)					
Electricity consumption		138	kWh tonne ⁻¹		[172]
Yield of plastic bales		92	%		[172]
Material recycling					
Electricity consumption		419	kWh tonne ⁻¹ of bales		[160]
Diesel consumption		11	L tonne ⁻¹ of bales		[160]
COG consumption		17	m ³ tonne ⁻¹ of bales		[160]
Yield of recycled pellets		52	%		[160]
Substitution rate		50	%		[160]
GHG emissions reduction through substitution		0.378	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹ of bales		[161], Estimated
Chemical recycling: Coke oven chemical recycling					
Electricity consumption		307	kWh tonne ⁻¹ of bales		[160]
COG consumption		104	m ³ tonne ⁻¹ of bales		[160]
GHG emissions reduction through substitution		3.38	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹ of bales		[160], Estimated
Chemical recycling: Blast furnace feedstock recycling					
Electricity consumption	Reducing agent production	291	kWh tonne ⁻¹ of bales		[160]
COG consumption	Reducing agent production	7.0	m ³ tonne ⁻¹ of bales		[160]
Kerosene consumption	Reducing agent production	8.0	L tonne ⁻¹ of bales		[160]
Coking coal	Pig iron production	42,500	kg tonne ⁻¹ of bales		[160]
Oil coke	Pig iron production	14.0	kg tonne ⁻¹ of bales		[160]
GHG emissions reduction through substitution		106	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹ of bales		[160], Estimated

Chemical recycling: Gasification				
Electricity consumption		583	kWh tonne ⁻¹ of bales	[160]
Diesel consumption		0.428	L tonne ⁻¹ of bales	[160]
Natural gas consumption		0.005	m ³ tonne ⁻¹ of bales	[160]
GHG emissions reduction through substitution		7.15	t-CO ₂ eq tonne ⁻¹ of bales	[160], Estimated
Super heated steam treatment and ring-opening polymerization				
Electricity consumption	Super heated steam treatment	27.0	kWh tonne ⁻¹ of bales	[153]
	Ring-opening polymerization and PLA pellet production	2,120	kWh tonne ⁻¹ of PLA	[153]
LPG consumption	Super heated steam treatment	14.2	m ³ tonne ⁻¹ of bales	[153]
Yield of recycled PLA pellets		90.3	%	[153], Estimated
Hyperthermal hydrolysis and anaerobic digestion				
Electricity consumption	Anaerobic digestion	440	kWh tonne ⁻¹ of total solids	[155]
	Wastewater treatment	32.5	kWh m ⁻³ of wastewater	[155]
Biodegradation rate	PLA	72.5	%	[155]
	PBSA	72.5	%	Assumed to equal to be the ratio of PLA. Assmp.
CH ₄ emissions intensity	Wastewater	5.9	g-CH ₄ m ⁻³ of wastewater	[173]
Electricity production efficiency		37.3	%	Produced by gas engine. [155]

COG: coke oven gas; LPG: liquefied petroleum gas.

第 4 章 :

附録 6 廃食用油を原料とするバイオ燃料の技術革新効果解析：単位プロセスの設定パラメータ

Process and parameters		Values	Units	Specific features	References
<i>Collection</i>					
Diesel consumption	Collected as mixed waste	0.109	L/kL of WCO	Allocated basing on weight	Estimated
	Source separation	11.4	L/kL of WCO	From households	Estimated
	Source separation	9.07	L/kL of WCO	From businesses	
<i>Incineration with energy recovery</i>					
Electricity consumption		158	kWh/ton of WCO		[164] and calculation
Electricity production efficiency		15.0	%	Produced by steam turbine	Assumed
Emission factor	CH ₄	0.120	kg/ton of carbon		[215]
	N ₂ O	0.565	kg/ton of WCO		[170]
	SO _x	150	g/ton of WCO	All sulfur (S) content in waste cooking oil was assumed to be emitted in this process	Calculation
	NO _x	500	g/ton of WCO		[216]
	PM _{2.5}	798	g/ton of WCO		[214] and calculation
	PM ₁₀	108	g/ton of WCO		[214] and calculation
	CO ₂	100	kg/ton of waste glycerin		Calculation
<i>FAME-type BDF production by alkali catalysis method</i>					
Waste cooking oil consumption		1.04	L/L of BDF		Data obtained from Kyoto city
Methanol consumption		0.131	kg/L of BDF		Data obtained from Kyoto city
KOH consumption		7.60	g/L of BDF		Data obtained from Kyoto city
Paraffin consumption		0.0274	L/L of BDF		Data obtained from Kyoto city
Electricity consumption		0.184	L/L of BDF		Data obtained from Kyoto city

Waste glycerin generation		0.396	L/L of BDF		Data obtained from Kyoto city
<i>HBD production by catalytic cracking and hydrogenation method</i>					
Wastewater generation		0.0400	L/L of WCO		Data by demonstration test
Electricity consumption		0.240	kWh/L of WCO		Data by demonstration test
H ₂ consumption		0.0926	m ³ /L of WCO		Data by demonstration test
N ₂ consumption		0.125	kg/L of WCO	Used as carrier gas	Data by demonstration test
Heat energy consumption		9.07	MJ/L of WCO	Supplied by high- and low-boiling oils, and offgas	Data by demonstration test
Products and produced energy	HBD	0.50	L/L of WCO		Data by demonstration test
	High-boiling-point oil	0.04	L/L of WCO		Data by demonstration test
	Low-boiling-point oil	0.16	L/L of WCO		Data by demonstration test
	Offgas	0.13	m ³ /L of WCO		Data by demonstration test
Emission factor	CH ₄	0.00590	kg/m ³ of wastewater		[217]
<i>Diesel fuel production</i>					
Electricity consumption		0.0075	kWh/L		[206]
Emission factor	CO ₂	0.091	g/L		[206]
	SO _x	0.087	g/L		[206]
	NO _x	0.071	g/L		[206]
	PM	9.0×10 ⁻⁵	g/L	All PM was regarded as PM ₁₀	[206]
<i>Running household waste collection vehicle</i>					
Emission factor	CO ₂	2.62	kg/L		[170]
(diesel fuel, new short-term st.)	SO _x	1.16	g/L	All sulfur (S) content in diesel fuel was assumed to be emitted in this process	Calculation
	NO _x	18.8	g/L		Emission testing, calculation
	PM _{2.5}	2.85	mg/L		Emission testing; [208]; and calculation
	PM ₁₀	1.29	mg/L		Emission testing; [208]; and calculation
Emission factor	CO ₂	2.62	kg/L		[170]
(diesel fuel, new long-term st.)	SO _x	1.16	g/L	All sulfur (S) content in diesel fuel was assumed to be emitted in this process	Calculation

Emission factor (FAME-type BDF, new short-term st.)	NO _x	4.29	g/L	Carbon derived from methanol was considered	Emission testing, calculation
	PM _{2.5}	1.08	mg/L		Emission testing; [208]; and calculation
	PM ₁₀	4.91	mg/L		Emission testing; [208]; and calculation
	CO ₂	0.133	kg/L		Calculation
	SO _x	0.00405	g/L		Calculation
Emission factor (HBD, new long-term st.)	NO _x	17.3	g/L	All sulfur (S) content in waste cooking oil was assumed to be emitted in this process	Emission testing, calculation
	PM _{2.5}	5.92	mg/L		Emission testing; [208]; and calculation
	PM ₁₀	26.8	mg/L		Emission testing; [208]; and calculation
	SO _x	0.00405	g/L		Calculation
	NO _x	4.29	g/L		Assumed to be equal to the factor in fossil-derived diesel case
	PM _{2.5}	1.08	mg/L	Assumed to be equal to the factor in fossil-derived diesel case	Assumed
	PM ₁₀	4.91	mg/L	Assumed to be equal to the factor in fossil-derived diesel case	Assumed

WCO: waste cooking oil.

第 5 章：

附録 7 京都市を事例とした地域利用効果：ごみ分類別の元素組成[221, 分析値、計算値]

			家庭系ごみ・事業系ごみ・持ち込みごみ													
			Foods				Papers					Plants	Woods	Plastics		その他 商品
			調理くず	食べ残し	手つかず	その他	使捨商品 紙おむつ	その他	古紙	容器包装	その他			容器包装 PET	PET以外	
LHV	MJ/t-wet	887	2,520	3,460	5,444	3,473	10,937	14,284	16,284	10,937	11,192	11,192	19,712	38,254	38,796	
三成分	水分	%	81.10%	78.36%	72.76%	65.95%	78.40%	30.20%	6.30%	5.80%	30.20%	35.00%	35.00%	7.70%	7.70%	1.0%
	可燃分	%	13.34%	20.07%	25.79%	32.40%	20.26%	62.34%	86.02%	94.01%	62.34%	60.94%	60.94%	90.36%	90.36%	94.2%
	灰分	%	5.56%	1.57%	1.45%	1.65%	1.34%	7.46%	7.68%	0.19%	7.46%	4.06%	4.06%	1.94%	1.94%	4.8%
元素組成	f-炭素(C)	%-湿重	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	10.40%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	56.47%	74.59%	78.03%
	b-炭素(C)	%-湿重	6.95%	10.60%	12.96%	16.94%	2.74%	29.48%	38.14%	41.82%	29.48%	31.00%	31.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	水素(H)	%-湿重	0.96%	1.47%	1.79%	2.35%	1.34%	4.34%	5.62%	6.59%	4.34%	3.93%	3.93%	3.76%	10.94%	10.16%
	窒素(N)	%-湿重	0.53%	0.83%	0.81%	1.12%	0.00%	0.20%	0.37%	0.19%	0.20%	0.55%	0.55%	0.00%	0.00%	0.00%
	酸素(O)	%-湿重	4.82%	7.09%	10.15%	11.90%	5.20%	28.20%	41.88%	45.40%	28.20%	25.34%	25.34%	30.12%	1.72%	0.50%
	元素合計	%-湿重	13.26%	19.99%	25.71%	32.31%	19.69%	62.21%	86.02%	94.01%	62.21%	60.81%	60.81%	90.36%	87.24%	88.69%

		家庭系ごみ・事業系ごみ・持ち込みごみ(つづき)									廃食用油
		Glasses		Metals			Textiles	Others			廃食用油
		びん	その他	アルミ缶	スチール缶	その他		ゴム・皮革	陶磁器	その他	
LHV	MJ/t-wet	0	0	0	0	0	19,411	25,836	0	7,739	38,781
三成分	水分	%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	5.00%	1.00%	0.00%	40.00%	0.20%
	可燃分	%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	92.97%	80.92%	0.00%	40.67%	99.80%
	灰分	%	100.00%	100.00%	100.00%	100.00%	2.03%	18.08%	100.00%	19.33%	0.00%
元素組成	f-炭素(C)	%-湿重	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	24.19%	57.45%	0.00%	0.00%	0.00%
	b-炭素(C)	%-湿重	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	24.19%	0.00%	0.00%	21.52%	76.94%
	水素(H)	%-湿重	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	6.23%	6.47%	0.00%	2.77%	11.53%
	窒素(N)	%-湿重	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	2.77%	1.57%	0.00%	1.09%	0.00%
	酸素(O)	%-湿重	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	35.05%	12.03%	0.00%	15.14%	10.93%
	元素合計	%-湿重	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	92.43%	77.53%	0.00%	40.51%	99.40%

謝辞

本論文の執筆には博士後期課程学生時代の3年間に加え、京都大学環境科学センターで研究支援推進員として二足の草鞋を履きながらの3年間の計6年間の研究成果を纏めたものです。研究の遂行に当たって多くの方々からご指導や支援、激励をいただきました。皆様方のご支援がなければこうして博士論文を形にできなかったであろうことをここに記し、深く謝意を表します。

学部4年生の頃から実に9年間の長きに渡ってご指導、ご支援いただきました京都大学環境科学センターの酒井伸一教授、平井康宏准教授に厚く御礼申し上げます。学生に向けて言われていた「研究は紙の上に留まるものではなく、社会に還元すべきもの」との酒井教授の一言が強く印象に残っております。中川浩行准教授には博士研究の進め方や心構え、研究生活等について助言いただきました。感謝申し上げます。また、研究のみならず学内外の環境啓発活動の場を通じて貴重な機会・経験の場をご提供いただいた浅利美鈴助教にも御礼申し上げます。熱い想いとひたむきな探究心を持った環境科学センターの諸先生方の姿を身近に拝見できたこれまでの研究生活が、私の研究者像の原点として深く根付いているように感じております。

京都大学大学院工学研究科/地球環境学堂 高岡昌輝教授には、ご多忙の中、本論文の審査をお引き受けいただきました。御礼申し上げます。また、京都市家庭ごみ細組成調査の現場等でお会いする度に、私の研究の進捗を気にかけて下さいました高月紘 京都大学名誉教授にも感謝申し上げます。

また、本論文の事例研究においては多くの関係機関の方々にお世話になりました。様々な場面で調査・研究協力を賜りました公益財団法人京都高度技術研究所 産学連携事業部 中村一夫様、宮川勉様、京都市環境政策局循環型社会推進部 堀寛明様、三浦貴弘様、京都市ごみ減量推進会議 山内寛様、大阪瓦斯株式会社 藤井岳様、坪田潤様、中本学様、に御礼申し上げます。

私が博士後期課程進学後も在学中と変わらぬご支援、激励をいただきました京都府文化環境部 環境・エネルギー局 池松達人様、環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部 佐藤直己様、パシフィックコンサルタンツ株式会社 環境・エネルギー本部 松田健士様、株式会社数理計画 業務開発室 丸川純様、環境省地球環境局国際連携課 水嶋周一様に感謝申し上げます。大学に籍を置き続けていた私にとって、社会人として学外で活躍される皆様方の声を聞かせていただけたことは大変な刺激、励みになりました。学内においても同じバイオマスをテーマに研究に取り組んでおります藤本祐希氏、青木建樹氏、西馬義明氏はじめ、環境科学センターの現役学生諸君に感謝申し上げます。また、研究支援推進員として勤務しながら研究を続ける中で様々ご支援いただきました環境科学センター技術専門員ならびに事務職員の井上智子様、本田由治様、真島敏行様、今村晶子、中村智恵様、林映子様、宮崎真祐子様、南尚美様に感謝申し上げます。

最後に、ここに書ききれなかった私のこれまでの研究生活を支えて下さった全ての方々に改めて御礼申し上げます。

平成26年12月

矢野 順也